

**FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

No 145 (2017)



Anniina Saarinen

**Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling:
uppföljning av återhämtningsstatus vid Andersö och Järsö samt vid
en ny lokal, Bergö**

*(Recovery of the aquatic environment after the cessation of fish farming: a follow up
study of the recovery status at Andersö and Järsö and at a new site, Bergö)*



I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby; telefon: 018-37310; telefax: 018-37244; e-post huso@abo.fi. (Även: Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, BioCity, Artillerigatan 6, 20520 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Biology, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the content of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also Åbo Akademi University, Environmental and Marine biology, BioCity, Artillerigatan 6, FIN-20520 Turku, Finland)

Redaktör/Editor: Tony Cederberg

ISBN 978-952-12-3492-7
ISSN 0787-5460

Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling: uppföljning av återhämtningsstatus vid Andersö och Järsö samt vid en ny lokal, Bergö

(Recovery of the aquatic environment after the cessation of fish farming: a follow up study of the recovery status at Andersö and Järsö and at a new site, Bergö)

Anniina Saarinen

Husö biologiska station, Åbo Akademi
22220 Emkarby, Åland, Finland

Abstract

A follow up study of the recovery of the aquatic environment after cessation of fish farming at Andersö and Järsö was conducted summer 2016. Results were compared with a previous study in the areas from summer 2003. In addition, a recently terminated fish farm at Bergö was studied for future monitoring purposes. Water temperatures 2016 were in general lower and the amount of organic matter higher than 2003. Recovery of the aquatic environment was best explained with the benthos data. Benthos at both Andersö and Järsö showed signs of recovery after cessation of fish farming. At Andersö, the stations further away from the former fish farm, outside the Snäckö bay, were showing a recovery in abundances, biomass and diversity, but in general all stations showed a change from Chironomidae dominated communities to Macoma balthica dominated communities, which can be an indication of recovery. At Järsö area, stations farther away from the former fish farm had higher total abundances and biomasses than 2003. The stations closest to the former fish farm were still degraded, consisting mainly of Chironomids, but the total abundances and biomasses had clearly increased also there, which can be a sign of a next step of succession after colonization of opportunistic species. It is likely that the relatively good water circulation in both Andersö and Järsö area has had an effect on the recovery, but possibly also the fact that Marenzelleria spp. had become more abundant in the areas and therefore possibly improved the oxygen conditions in the sediment. Nevertheless, reference stations both at Andersö and Järsö showed a slight decline in diversity and species evenness which might be a sign of an overall worsening in the areas water quality as a result of eutrophication or a result of natural fluctuations in the environment. At Bergö, the stations closest to the former fish farm were most degraded, with low abundance, biomass and diversity of benthos. The stations farther away (including the reference station) and one station close to the fish farm on the western side were in better condition, but the diversity was generally low.

Innehåll

1 Inledning	1
1.2 Fiskodlingens påverkan på vattenmiljön	1
1.3 Återhämtning av vattenmiljön efter störning	2
2 Material och metoder	2
2.1 Undersökningsområden	2
2.1.1 Andersö	5
2.1.2 Järsö	5
2.1.3 Bergö, ny undersökningslokal	5
2.2 Provtagningar	5
2.2.1 Hydrografi	5
2.2.2 Bottenfauna och sediment	6
3 Resultat	6
3.1 Hydrografi	6
3.1.1 Andersö	6
3.1.2 Järsö	8
3.1.3 Bergö	10
3.2 Bottenfauna och sediment	12
3.2.1 Andersö	13
3.2.2 Järsö	17
3.2.3 Bergö	21
4 Diskussion	24
4.1 Andersö	24
4.2 Järsö	25
4.3 Bergö	26
4.4 Övriga resultat	26
5 Sammanfattning	26
6 Tillkännagivanden	27
7 Litteraturlista	27
Bilagor	

1 Inledning

För att utreda fiskodlingars miljöeffekter och återhämtning av vattenmiljön utfördes bottenfaunaprovtagningar vid två lokaler, Andersö och Järsö, där fiskodlingen har avvecklats för ca 14 år sedan, samt vid en ny lokal, Bergö, där fiskodlingen avvecklades år 2015. I samband med bottenfaunaprovtagningen analyserades också vatten- och sedimentparametrar. Arbetet gjordes på uppdrag av Ålands landskapsregering och var en uppföljning till kontinuerliga provtagningar vid Andersö och Järsö (VILLNÄS 2004 och referenser däri).

Fiskodlingarna på Åland utgjorde ca 65 % av den totala fosforbelastningen och ungefär 30 % av den totala kvävebelastningen under åren 2006-2012 (ÅLANDS LANDSKAPSREGERING 2015). Ålands landskapsregering har fastställt ett mål enligt vilket fiskodling skall utföras på ett hållbart sätt samtidigt som utsläppen från fiskodling skall minska och eutrofieringen förebyggas under åren 2016-2021 (ÅLANDS LANDSKAPSREGERING 2015). Dessutom förpliktar EU:s marina strategi och vattenramdirektiv till att stoppa försämringen av vattenkvaliteten i EU:s vattenförekomster och till att återställa ekosystemen i och kring dessa vattenförekomster senast år 2020 (2008/56/EG, 2000/60/EG). Detta betyder bl.a. att förekomsten av bottenfauna får avvika endast litet från de naturliga förhållanden och att de flesta känsliga arter borde förekomma i vattenmiljön.

1.2 Fiskodlingens påverkan på vattenmiljön

Fiskodlingarna har oftast en lokal negativ påverkan på vattenmiljön. (TSUTSUMI et al. 1991, HOLMER, 1992, WU et al. 1994, TOVAR et al. 2000). Fiskodlingar belastar vattenmiljön bl.a. i form av utsöndringsprodukter, exkrement, outnyttjat foder och fiskrester, vilket resulterar i förhöjda näringsvärden och primärproduktion samt sedimentering av organiskt material på botten (TSUTSUMI et al. 1991, HOLMER 1992, WU et al. 1995, TOVAR et al. 2000). Vattenmiljöns känslighet beror dock inte endast på mängden belastning utan också på områdets hydrografi och topografi. Speciellt vattenutbyte och temperaturskiktning i vattenmassan har betydelse (KRAUFVELIN et al. 2001).

Förhöjd primärproduktion kan iakttas av bl.a. förhöjda klorofyllvärden och minskat siktdjup. Sedimentation ökar sedimentets organiska halt, som brukar vara högst närmast fiskodlingen (KARKASSIS et al. 1999). Nedbrytning av organiskt material förorsakar syrebrist, och bl.a. därför kan effekterna av fiskodlingar även ses tydligt på bottenfaunasamhället (TSUTSUMI et al. 1991, HOLMER, 1992, DIAZ & ROSENBERG 1995). Artdiversiteten och biomassan minskar medan bottenfaunasamhällets artsammansättning förändras bl.a. genom att känsliga arter försvinner samtidigt som opportunistiska arter som tål syrebrist kvarstår (TSUTSUMI et al. 1991, KRAUFVELIN et al. 2001). Olika arter av bottenfauna är också relativt långlivade, stationära och påverkas av förhållandena i både sedimentet och vattenmassan, vilket gör bottenfaunan till en bra indikator på långtidsförändringar i vattenmiljön (PERUS & BONSDORFF 2004). Trots att bottenfaunan är känslig för näringsbelastning är

det viktigt att även studera vatten- och sedimentparametrar eftersom de mest känsliga arterna inte förekommer förrän den omgivande miljön har återhämtat sig (PEREIRA et al. 2004).

1.3 Återhämtning av vattenmiljön efter störning

Efter att en fiskodling har avvecklats finns det fortfarande näringsämnen kvar i sedimentet, som kan bidra till en degradering av vattenmiljön och på det sättet påverka återhämtningsprocessen (KARKASSIS et al. 1999). Enligt KRAUFVELIN et al. (2001) är vattenmiljöns återhämtningsförmåga efter fiskodling mera beroende på områdets topografi, vattenutbyte samt sedimentförhållanden än hur omfattande och långvarig fiskodlingsaktiviteten har varit. LU & WU (1998) konstaterar att fiskodlingar (utfört i subtropiken) sannolikt inte har långvariga effekter på bottenfaunan efter att fiskodlingen har avvecklats p.g.a. snabb kolonisering och succession av bottenfaunasamhället, medan i tempererade områden kan återhämtningen ta en längre tid. Bottenfaunan i norra Östersjön har dock visat sig ha en hög återhämtningsförmåga efter fysisk störning (t.ex. muddring), medan återhämtningen efter en kemisk störning, såsom näringsbelastning, kan vara långsammare (BONSDORFF et al. 1986).

Det finns dock få långtidsstudier där man undersökt hur vattenmiljön återhämtar sig efter att fiskodlingar har avvecklats och ofta finns det inga bakgrundsdata om miljöns tillstånd före fiskodlingen påbörjades och därför är det svårt att veta hur miljön borde se ut efter en fullständig återhämtning (KRAUFVELIN et al. 2001). Det är också viktigt att komma ihåg att fiskodlingens miljöpåverkan kan med säkerhet påvisas endast om dess effekter kan urskiljas från naturliga fluktuationer och övrig mänsklig påverkan såsom eutrofiering. Eutrofieringen har pågått i Östersjön tiotals år och fortsätter förändra bottenfaunasamhällets struktur (PERUS & BONSDORFF 2004, WEIGEL et al., 2015).

2 Material och metoder

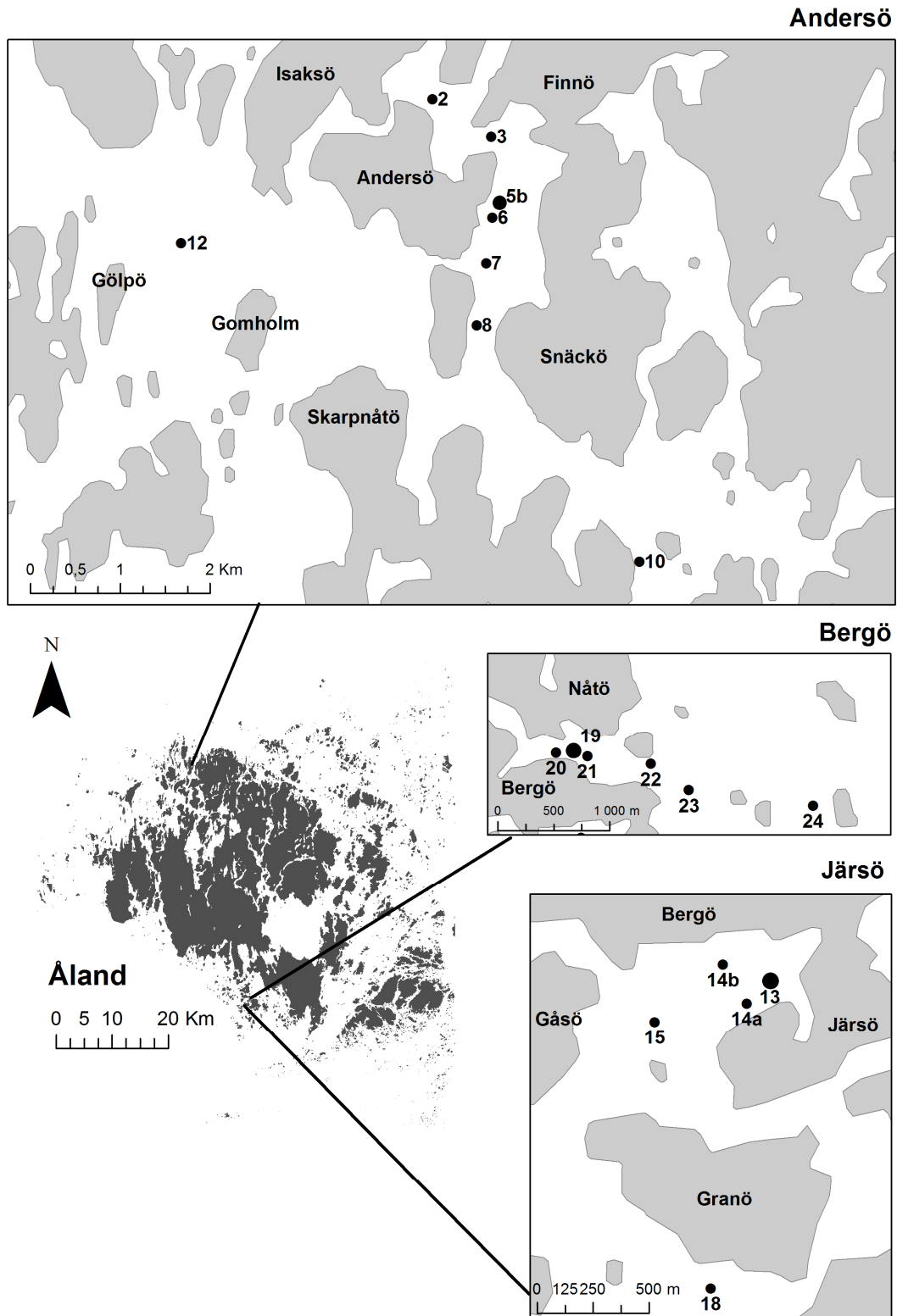
2.1 Undersökningsområden

Sommaren 2016 besöktes tre avvecklade fiskodlingslokaler, Andersö (Hammarland/Geta), Järsö (Lemland) och Bergö (Lemland). Sammanlagt besöktes 19 provtagningsstationer varav åtta finns vid Andersö, fem vid Järsö och sex vid Bergö (tab. 1 och fig. 1). Vid varje lokal finns en referensstation (station som inte borde vara påverkad av fiskodlingen). Provtagningsstationerna vid Andersö och Järsö var de samma som har besökts senast av VILLNÄS (2004) sommaren 2003 och stationerna på Bergö var de samma som har besökts i samband med miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland. Därtill provtogs också två nya stationer (station 22 och 23) vid Bergö.

Tabell 1. Provtagningsstationer, koordinater, djup och sedimenttyp (mest abundanta sedimenttyp först) vid Andersö, Järsö och Bergö 2016.

Table 1. Sampling stations, coordinates, depth and sediment type (most abundant sediment type mentioned first) at Andersö, Järsö and Bergö 2016.

Lokal	Station (nr)	N-koord (°) WGS84	E-koord (°) WGS84	Djup (m)	Sedimenttyp
Andersö	2	60° 21.857'	19° 46.041'	12,2	Gyttja/Lera/Grus
	3	60° 21.642'	19° 46.762'	9,8	Gyttja/Lera/Grus
	5b	60° 21.233'	19° 46.888'	10,5	Lera/Dy
	6	60° 21.151'	19° 46.793'	8,1	Lera/Gyttja
	7	60° 20.878'	19° 46.729'	13,6	Gyttja
	8	60° 20.500'	19° 46.628'	15,2	Gyttja
	10	60° 19.101'	19° 48.651'	24,3	Lera/Gyttja
	12 (referens st)	60° 20.964'	19° 43.024'	16,4	Lera/Gyttja
Järsö	13	60° 01.568'	19° 58.826'	11,2	Lera
	14a	60° 01.514'	19° 58.716'	11,4	Lera
	14b	60° 01.607'	19° 58.598'	7,5	Lera/Grus/Sand
	15	60° 01.466'	19° 58.275'	7,4	Sand/Lera/Grus
	18 (referens st)	60° 00.826'	19° 58.563'	8,7	Sand/Lera/Grus
Bergö	19	60° 02.018'	19° 58.525'	9,9	Lera/Gyttja
	20	60° 02.012'	19° 58.344'	6,8	Lera/Grus/Sand
	21	60° 01.997'	19° 58.647'	10,1	Lera/Gyttja
	22 (ny station)	60° 01.965'	19° 59.259'	13,6	Lera/Gyttja
	23 (ny station)	60° 01.842'	19° 59.628'	17,4	Gyttja/Lera
	24 (referens st)	60° 01.777'	20° 00.824'	9,3	Lera



Figur 1. Undersökningsområden och stationer vid Andersö, Järsö och Bergö 2016. De största svarta prickarna är stationerna närmast fiskodlingarna.

Figure 1. The study areas and sampling stations at Andersö, Järsö and Bergö 2016. The biggest black dots are the stations closest to the former fish farms.

2.1.1 Andersö

Diamond Fish Ab (f.d. Brännholmens fisk) vid Andersö (N 60.21' E 19.47') började sin verksamhet år 1986 och avvecklades år 2002 (KÅLL 2002). Undersökningsområdet karakteriseras av lerbotten med ett maximidjup mellan 11 och 15 m (KÅLL 2002) och ett medeldjup på 6,8 m (WALDH 2002). Snäcköfjärden, där odlingen fanns, har en öppning till norr och sydväst. En vattenström i nord-sydlig riktning antas dominera i området (HELMINEN 1974, KÅLL 2002). Hydrografi och bottenfauna har undersökts i Andersö-området sedan sommaren 1986 (RUOKALAHTI 1986). För närmare beskrivning se KÅLL (2002).

2.1.2 Järsö

Fiskodlingen Ålands Forell Kb vid Järsö (N 60.01' E 19.59') startades år 1981 (ÅDJERS 1985) och avvecklades vid årsskiftet 2002-2003 (KÅLL 2002). Undersökningsområdet är omgivet av öar med största djup kring 12 m. Det finns en öppning mot sydväst med en tröskel (7 m), vilket begränsar vattenutbytet med omkringliggande hav).

2.1.3 Bergö, ny undersökningslokal

Fiskodlingen Ålands fiskförädling Ab (f.d. Tirris fisk, Bergö Lax) vid Bergö, Lemland (N 60.02' E 19.58') anlades år 1985 och avvecklades år 2015. Slaktmängden (regnbågslox) år 1989 var 50 ton och sättfisk 25 ton, medan slaktmängden år 2014 var ca 113 ton. Sik och havsöring har också odlats i mindre mängder under åren. Undersökningsområdet ligger i Nåtösund där det finns en öppning mot öst. Nåtösundet har ett maximidjup kring 12 m. En mindre öppning finns mot väst via en 1,5 m djup kanal under bron mellan Bergö och Nåtö.

2.2 Provtagningar

2.2.1 Hydrografi

Vattenprovtagning utfördes vid varje station förutom station 22 och 23 i samband med bottenfaunaprovtagningen i juni (2-14.6.2016). Vattenproven togs med en Limnos-vattenhämtare. Vattenparametrarna som undersöktes från ytvatten (en meter under vattenytan) var temperatur, salinitet, pH, klorofyll och näringsämnen (totalfosfor och -kväve). Prov för klorofyll och näringsämnen togs från tre stationer vid varje lokal. Vid varje station mättes också siktdjupet med en Secchi-skiva. De undersökta vattenparametrarna från botten (en meter ovan botten) var temperatur, salinitet, pH, syrehalt och näringsämnen (totalfosfor och -kväve). Prov för näringsämnen togs från 3 stationer vid varje lokal. Därtill togs vattenprov (de samma ovannämnda vattenparametrarna) från alla undersökta stationer i juli (19-21.7), augusti (19-25.8) och september (12-13.9). Vattenproven analyserades i laboratoriet vid Husö biologiska station. Vattnets ledningsförmåga (mS/cm) mättes med konduktometer Metrohm 660 varefter salthalten uträknades enligt formeln $Y = 0,6701X - 0,3723$ (Y =salthalten (‰) och X = den uppmätta ledningsförmågan). pH bestämdes med Metrohm 691. Klorofyll a extraherades genom filtrering av 500 ml vatten genom glasfiberfilter (Whatman CF/C). Filtren torkades i mörker och nedfrystes. Mängden klorofyll a bestämdes genom etanolextrahering (SFS 5772). Halterna av vattnets totalfosfor och -kväve bestämdes genom samtidig persulfatoxidering (GRASSHOFF et al. 1983).

2.2.2 Bottenfauna och sediment

Bottenfaunaprovtagningarna utfördes i juni (2-14.6.2016) med undantag av två nya stationer (22 och 23) vid Bergö som provtogs 20.7.2016. Provtagningsstationerna lokaliserades med hjälp av koordinater, karta och provtagningsdjup (VILLNÄS, 2004). Ifall koordinaterna och kartan inte visade samma placering, följdes kartans placering och positionen justerades tills djupet stämde överens med den tidigare studiens provtagningsdjup. Vid varje provtagningsstation togs fem bottenhugg med Ekman-Birge bottenhämtnare (17x17 cm; 289 cm²). Bottenfaunaproverna sållades i fält med ett 0,5 mm såll och konserverades i 70 % etanol. I samband med bottenfaunaprovtagningen togs prov från sedimentets översta lager för bestämning av organisk halt. Vid varje hugg antecknades också sedimentets typ, färg och lukt. I laboratoriet analyserades tre av fem slumpmässigt utvalda bottenfaunaprov (per station) med hjälp av ljusmikroskop. Faunan artbestämdes, räknades och en våtvikt vägdes för varje faunagrupp/artgrupp i varje prov. Östersjömusslans (*Macoma balthica*) längd antecknades (1 mm noggrannhet). Bottenfaunans totalabundans, -biomassa och artantal räknades för varje station. Sedimentets organiska halt (%) vid varje station (tre replikat) bestämdes genom mätning av glödningsförlust. Sedimentproven torkades 24 h i 100 °C och brändes därefter 3 h i 500 °C. Organiskhalt räknades ut enligt formeln:

$$\frac{\text{torrvikt} - \text{askfri vikt}}{\text{torrvikt}} \times 100 \%$$

3 Resultat

3.1 Hydrografi

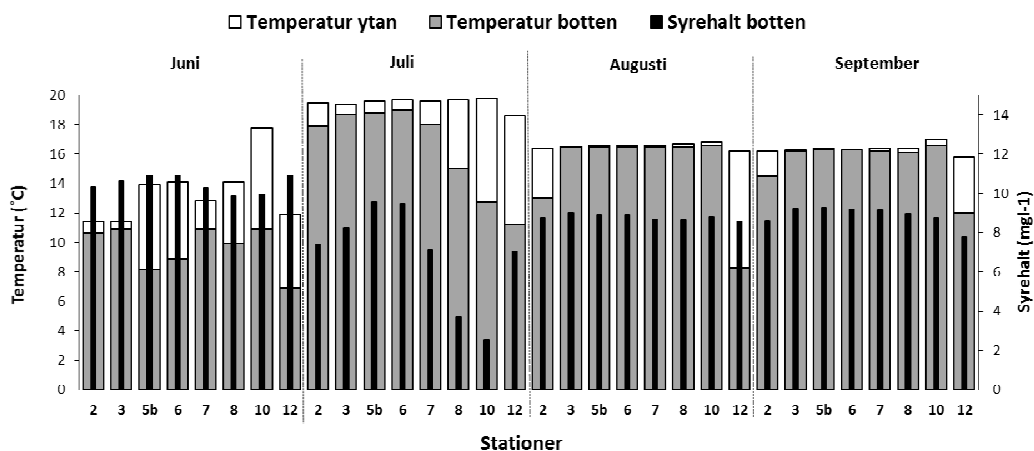
Sommaren 2016 var tydligt kallare än sommaren 2003. De uppmätta ytvattentemperaturerna låg under 20 °C vid alla undersökta stationer jämfört med 2003 då den högsta uppmätta temperaturen var 24,6 °C (VILLNÄS, 2004). En algblomning observerades i september. Hydrografiska data från alla undersökta stationer ges i bilaga 1.

3.1.1 Andersö

Vid Andersö var ytvattnets medeltemperatur $16,5 \pm 2,4$ (SD) °C och bottenvattnets $14,2 \pm 3,5$ °C. Den högsta ytvattentemperaturen mättes i juli vid station 10 (19,8 °C) och den lägsta temperaturen i juni vid stationerna 2 och 3 (11,4 °C). I augusti och september skilde sig ytvatten- och bottenvattnentemperaturerna endast lite från varandra (max 0,5 °C) förutom i augusti vid station 2 (3,2 °C skillnad) och station 12 (7,9 °C skillnad). I figur 2 ser man hur stationer med större skillnad i yt- och bottenvattnentemperaturer har lägre syrehalter än stationer med svagare temperaturskiktning. I juni var bottenvattnets syremätnadsprocent hög vid alla stationer (87,3-96,0 %) medan i juli förekom det mera variation mellan stationerna. Station 8, 10 och 12 hade då låg syremätnadsprocent (36,9-64,2 %) på samma sätt som sommaren 2003 (VILLNÄS 2004), vilket antagligen resulterade i att fosfor frigjordes från sedimentet till vattenmassan vid station 10 (fig. 3). I augusti och september var syremätnadsprocenten igen mera homogen vid alla stationer (72,0-94,5 %). Ytvattnets salinitet var i

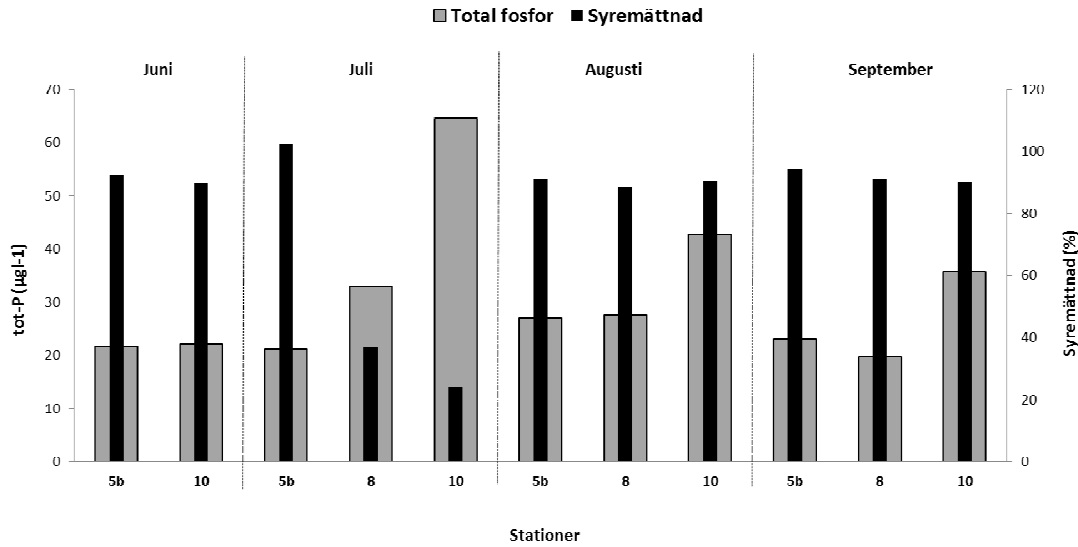
medeltal 5,1 ‰ och bottenvattnets 5,2 ‰, medan år 2003 var båda värdena ca 0,5 ‰ högre (VILLNÄS, 2004). Ytvattnets pH-värde var i medeltal 8,0 medan bottenvattnets 7,8. Sommaren 2003 var pH-värdet 8,2 respektive 7,6 (VILLNÄS 2004).

Siktdjupet vid referensstation 12 var lägst (2,5 m) i juli och augusti och högst i juni (5,6 m). Sommaren 2003 varierade siktdjupet mellan 2,0 och 4,2 m vid referensstationerna. Vid de andra stationerna varierade siktdjupet mellan 1,8 och 3,3 m jämfört med 2003 då siktdjupet varierade mellan 1 och 4,2 m. Samma mönster förekom i stort sett vid alla stationer, dvs. att siktdjupet var som högst i juni och lägst i juli och augusti. I september varierade siktdjupet mera mellan de olika stationerna p.g.a. algbloomingen som var kraftigare vid vissa stationer än vid andra. Klorofyllhalterna varierade mellan 2,4 µg/l (station 5b i juni) och 11,5 µg/l (station 10 i augusti). Sommaren 2003 erhöles också de högsta klorofyllhalterna vid station 10 (VILLNÄS 2004). Klorofyllhalterna var som högst i augusti vid alla undersökta stationer som provtogs för klorofyll (5b, 8 och 10) och i stort sett resulterade ökad klorofyllhalt i reducerat siktdjup vid alla dessa stationer (fig. 4).



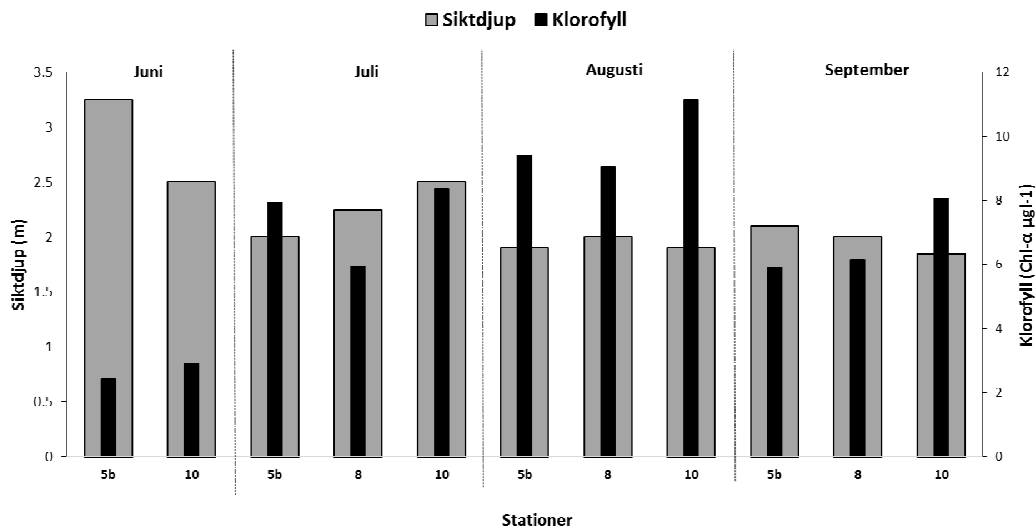
Figur 2. Temperatur (°C) vid ytvatten och temperatur, samt syrehalten (mg/l) i bottenvatten vid de undersökta stationerna under juni, juli, augusti och september 2016 vid Andersö.

Figure 2. The temperature (°C) at the surface water and the temperature and the oxygen content (mg/l) of the bottom water at the stations in June, July, August and September 2016 at Andersö.



Figur 3. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) och syremättnad (%) i bottenvatten vid stationerna 5b, 8 och 10 under juni, juli, augusti och september 2016 vid Andersö.

Figure 3. Total phosphorus ($\mu\text{g/l}$) and oxygen saturation (%) in the bottom water at station 5b, 8 and 10 in June, July, August and September 2016 at Andersö.



Figur 4. Siktdjup (m) och klorofyll ($\text{Chl-}\alpha$, $\mu\text{g/l}$) i ytvatten vid stationer 5b, 8 och 10 under juni, juli, augusti och september 2016 vid Andersö.

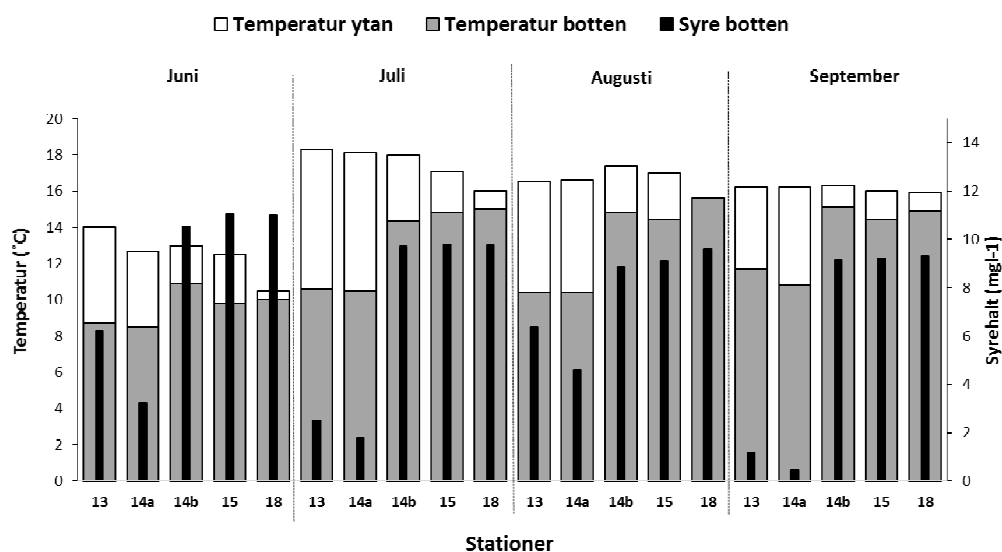
Figure 4. The Secchi depth (m) and chlorophyll ($\text{Chl-}\alpha$, $\mu\text{g/l}$) in the surface water at station 5b, 8 and 10 in June, July, August and September 2016 at Andersö.

3.1.2 Järsö

Vid Järsö var ytvattnets medeltemperatur $15,7 \pm 2,1$ (SD) °C och bottenvattnets $12,3 \pm 2,5$ °C. Den högsta ytvattentemperaturen mättes i juli vid station 13 (18,3 °C) och den lägsta i juni vid station 18 (10,5 °C). Tydlig temperaturskiktning förekom speciellt vid station 13 och 14a, något som också observerades sommaren 2003 (VILLNÄS 2004). Detta antas bero på att dessa stationer ligger i en sänka. Temperaturskiktningen påverkade också tydligt syrehalten i bottenvattnet (fig. 5). Station 13 och 14a hade de lägsta syremätnadsprocenterna under hela sommaren, vilket sannolikt resulterade i att

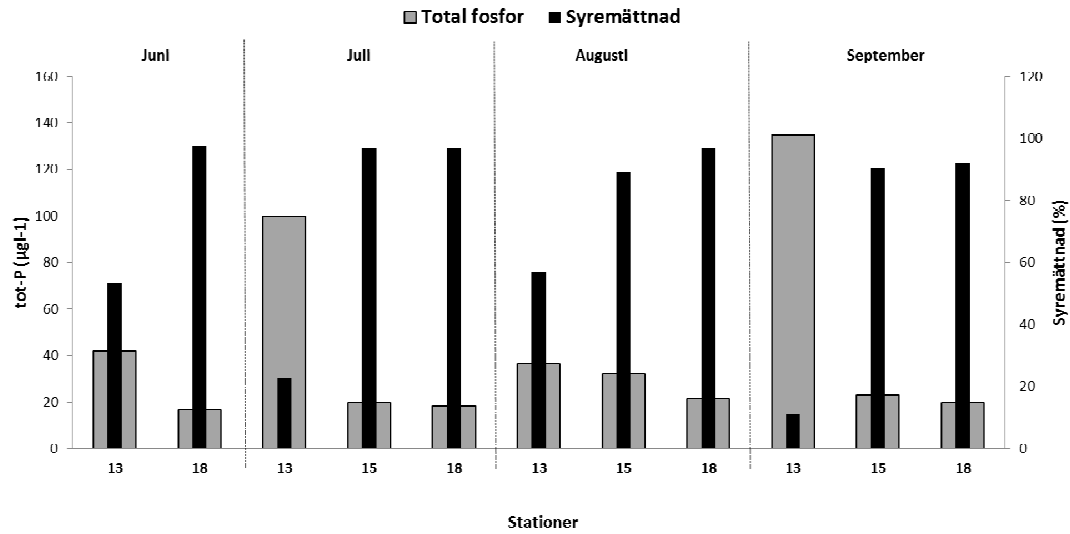
fosfor frigjordes från sedimentet till vattenmassan speciellt i juli och september vid station 13 (fig. 6). Syremättnadsprocenten var hög under hela sommaren vid stationerna längre bort från den nedlagda fiskodlingen (station 14b, 15 och 18). Syremättnadsprocenten varierade mellan 87,7 % vid station 14b i augusti till 97,6 % vid station 18 i juni. Ytvattnets salinitet var i medeltal 5,3 ‰ och bottenvattnets 5,5 ‰ medan år 2003 var salinitetsvärden över 0,5 ‰ högre (VILLNÄS 2004). Ytvattnets pH var i medeltal 8,1 medan i bottenvattnet 7,7. Sommaren 2003 var pH 8,2 respektive 7,8 (VILLNÄS 2004).

Sommaren 2016 var medelsiktdjupet vid Järsö $5,8 \pm 0,8$ m jämfört med 2003 då medelsiktdjupet var $5,2 \pm 1,6$ m. Högsta siktdjupet mättes i september vid alla stationer (6,8-7 m). De lägsta siktdjupen mättes vid station 15 i juni (4,2 m) och vid station 13 i juli (4,75 m). Klorofyllhalterna varierade mellan 1,7 µg/l i september vid station 15 och 4,7 µg/l vid station 13 i augusti (fig. 7). Sommaren 2003 var klorofyllvärden mycket högre trots att klorofyllvärden var tagna från ett sammelprov, som består av prov från olika djup (VILLNÄS, 2004). Vid station 13 och 14a erhöles då klorofyllhalter på 8,7 µg/l.



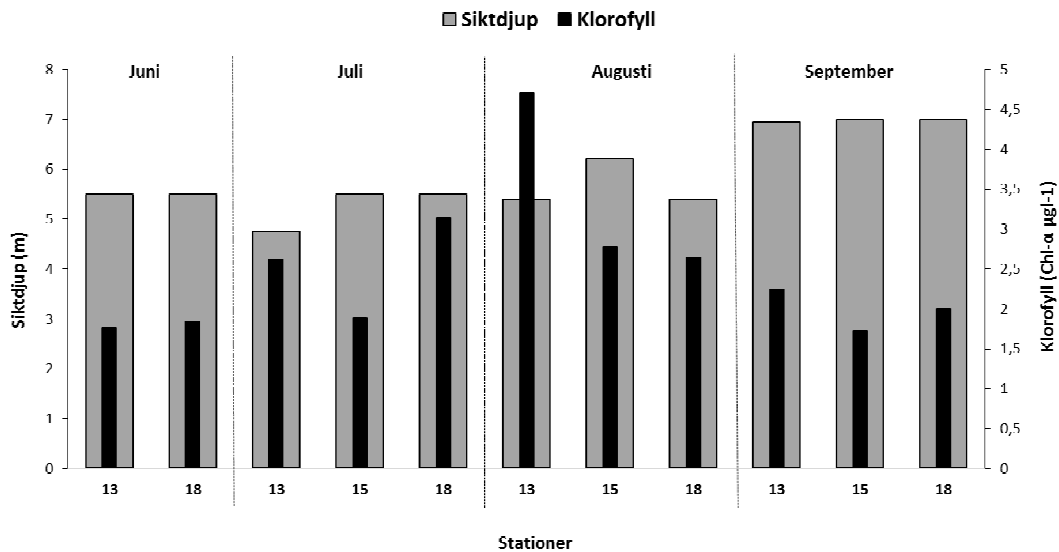
Figur 5. Temperatur (°C) vid ytvatten och temperatur, samt syrehalten (mg/l) i bottenvatten vid de undersökta stationerna under juni, juli, augusti och september 2016 vid Järsö.

Figure 5. The temperature (°C) at the surface water and the temperature and the oxygen content (mg/l) of the bottom water at the stations in June, July, August and September 2016 at Järsö.



Figur 6. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) och syremättad (%) i bottenvatten vid stationer 13, 15 och 18 under juni, juli, augusti och september 2016 vid Järsö.

Figure 6. Total phosphorus ($\mu\text{g/l}$) and oxygen saturation (%) in the bottom water at station 13, 15 and 18 in June, July, August and September 2016 at Järsö.



Figur 7. Siktdjup (m) och klorofyll ($\text{Chl-a } \mu\text{g/l}$) i ytvatten vid stationer 13, 15 och 18 under juni, juli, augusti och september 2016 vid Järsö.

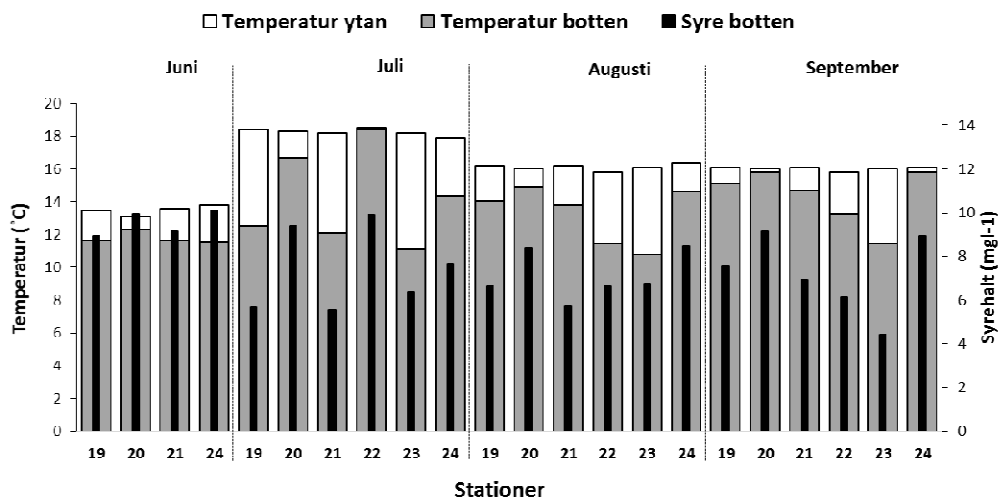
Figure 7. The Secchi depth (m) and chlorophyll ($\text{Chl-a } \mu\text{g/l}$) in the surface water at station 13, 15 and 18 in June, July, August and September 2016 at Järsö.

3.1.3 Bergö

Vid Bergö var ytvattnets medeltemperatur $16,2 \pm 1,6$ (SD) °C. Den högsta ytvattentemperaturen mättes i juli vid station 22 (18,5 °C) och den lägsta i juni vid station 20 (13,1 °C). Bottenvattnets medeltemperatur var $13,5 \pm 2,1$ °C. Lägsta temperaturen mättes i juli vid station 23 (11,1 °C) som troligtvis skulle ha varit ännu lägre i juni men inga vattenprover erhöles från station 23 den månaden. Den högsta

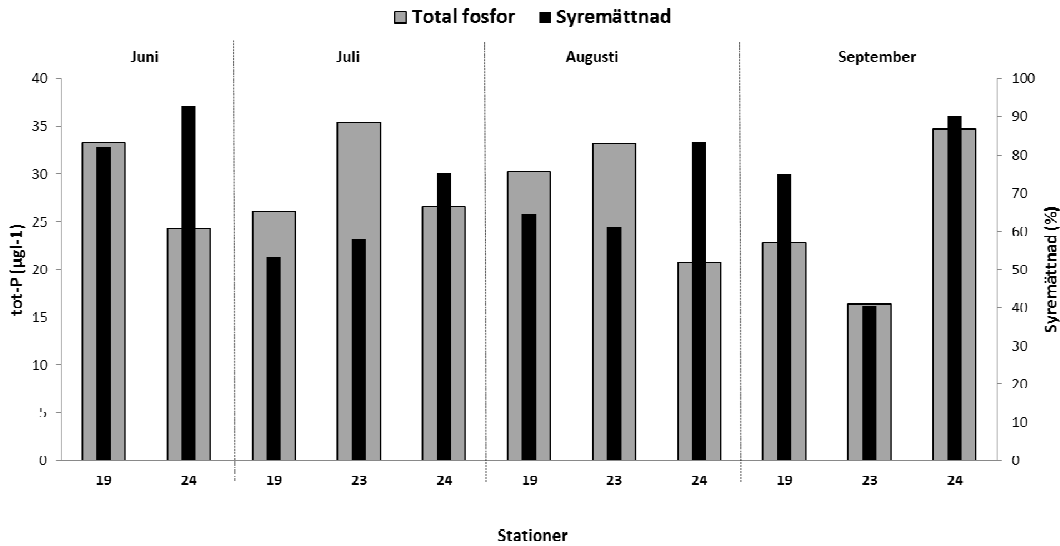
bottenvattentemperaturen mättes i augusti vid station 22 (18,4 °C). Temperaturskiktningen var som starkast under juli och augusti då yt- och bottenvattnets temperaturskillnad var 7,1 °C vid station 23. I figur 8 framgår hur stationer med större skillnad i yt- och bottenvattnet temperaturer har lägre syrehalt än stationer med svagare temperaturskiktning. Syremättnadsprocenten i bottenvattnet var ändå relativt högt under hela sommaren 40,4 % (vid station 23 i september) till 105,9 % (vid station 22 i juli) och ingen större mängd fosfor hade frigjorts från sedimentet till vattenmassan (figur 9). Ytvattnets salinitet var i medeltal 5,4 ‰ och bottenvattnets 5,6 ‰. Ytvattnets pH-värde var i medeltal 8,0 medan i bottenvattnet 7,7.

Siktdjupet vid Bergö varierade mellan 2,0 m (station 24 och 23 i augusti) och 5,7 m (station 24 i juni). De högsta siktdjupen mättes i juni och september medan de lägsta siktdjupen mättes i juli, då också klorofyllhalterna var höga (fig. 10). Klorofyllhalten varierade mellan 1,2-3,4 µg/l vid station 19, mellan 1,3-5,6 µg/l vid station 24 och mellan 3,0-6,0 µg/l vid station 23.



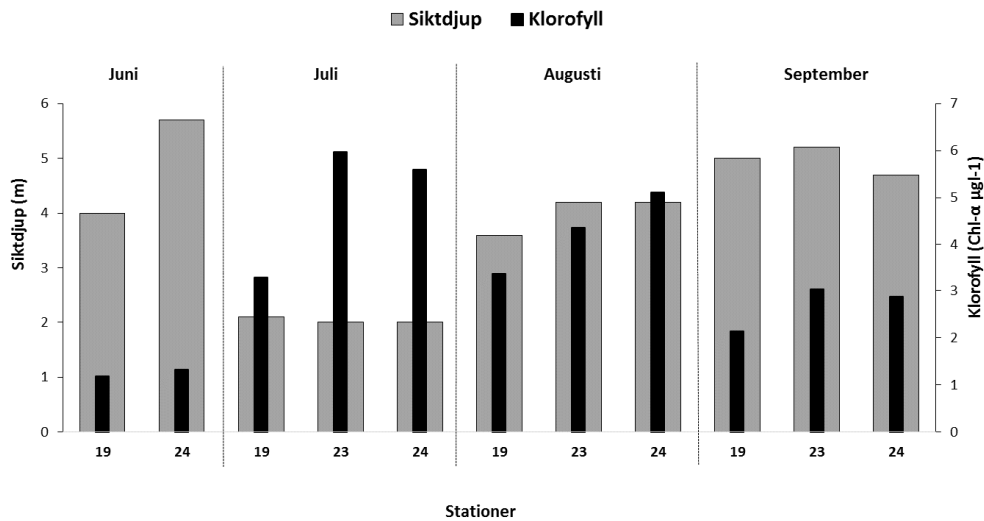
Figur 8. Temperatur (°C) vid ytvatten och temperatur, samt syrehalten (mg/l) i bottenvatten vid de undersökta stationerna under juni, juli, augusti och september 2016 vid Bergö.

Figure 8. The temperature (°C) at the surface water and the temperature and the oxygen content (mg/l) of the bottom water at the stations in June, July, August and September 2016 at Bergö.



Figur 9. Total fosfor ($\mu\text{g/l}$) och syremättnad (%) i bottenvatten vid stationer 19, 23 och 24 under juni, juli, augusti och september 2016 vid Bergö.

Figure 9. Total phosphorus ($\mu\text{g/l}$) and oxygen saturation (%) in the bottom water at station 19, 23 and 24 in June, July, August and September 2016 at Bergö.



Figur 10. Siktdjup (m) och klorofyll ($\text{Chl-}\alpha$, $\mu\text{g/l}$) i ytvatten vid stationer 19, 23 och 24 under juni, juli, augusti och september 2016 vid Bergö.

Figure 10. The Secchi depth (m) and chlorophyll ($\text{Chl-}\alpha$, $\mu\text{g/l}$) in the surface water at station 19, 23 and 24 in June, July, August and September 2016 at Bergö.

3.2 Bottenfauna och sediment

Sammanlagt 25 arter/grupper påträffades i provtagningarna sommaren 2016 (tab. 2). De påträffade arterna var i stort sätt samma som 2003 förutom att det i den aktuella studien även observerades en art av hakmask *Acanthocephala*, vattenloppa *Halacaridae*, en gastropod *Lymnaea* sp. och *Odonata*-larver. Inga *Gammarus* sp., *Saduria entomon*, *Pygospio elegans* eller *Ephemeridae* påträffades i motsats till

2003. Mossdjuret *Electra crustulenta* påträffades på några växtrester men räknades inte med i denna undersökning. De arter/grupper som förekom mest 2016 var *M. balthica*, Chironomider, *Hydrobia* sp., *Potamopyrgus antipodarum*, *Ostracoda*, *Marenzelleria* spp., samt *Nereis diversicolor*. Abundansen av *M. balthica* samt *Marenzelleria* spp. har ökat tydligt sedan 2003 vid samtliga stationer förutom vid station 14a, där *Marenzelleria* spp. förekom endast 2003.

Tabell 2. Arter/grupper av bottenfauna som påträffades vid de undersökta stationerna 2016.

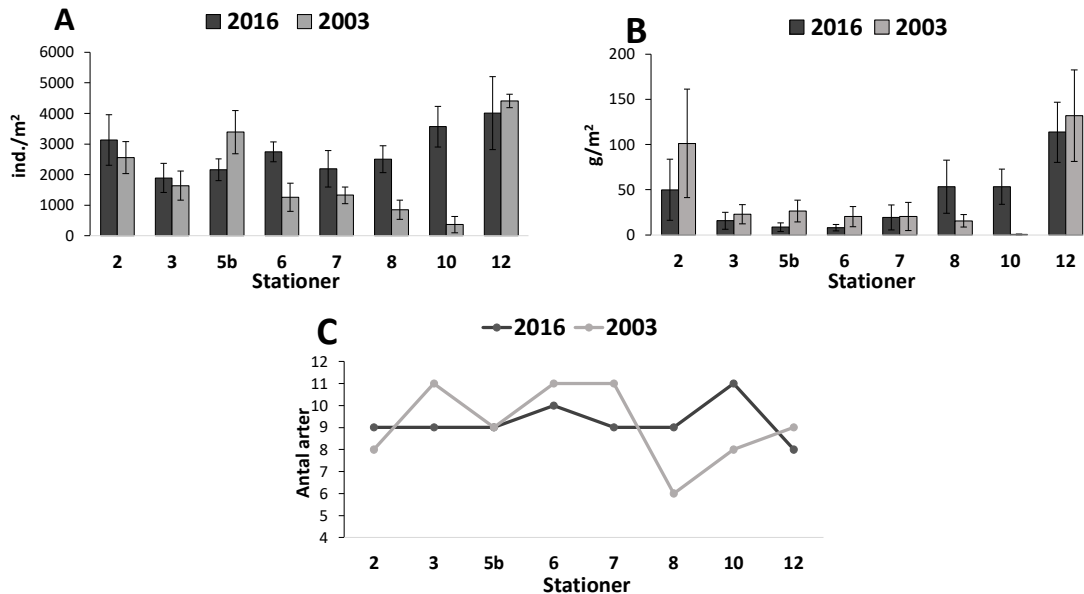
Table 2. Fauna species/groups present at the studied stations 2016.

	Andersö								Järsö						Bergö							
Stationer	2	3	5b	6	7	8	10	12	13	14a	14b	15	18	19	20	21	22	23	24			
MOLLUSCA																						
<i>Cerastoderma glaucum</i>											x	x	x						x			
<i>Macoma balthica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x	x			
<i>Mya arenaria</i>		x										x	x		x		x		x			
<i>Mytilus edulis</i>		x										x	x		x							
GASTROPODA																						
<i>Hydrobia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Lymnaea</i> sp.													x									
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x			
<i>Theodoxus fluviatilis</i>													x									
CRUSTACEA																						
<i>Corophium volutator</i>													x									
Copepoda	x		x	x		x	x			x	x	x			x							
Halacaridae												x	x									
<i>Idotea</i> sp.													x									
<i>Jaera</i> sp													x									
<i>Monoporeia affinis</i>								x			x						x		x			
Ostracoda	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
OLIGOCHAETA	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x		x	x	x			
POLYCHAETA																						
<i>Marenzelleria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x		x	x	x			
<i>Nereis diversicolor</i>				x	x	x	x				x	x	x	x	x	x		x				
PRIAPULIDA																						
<i>Halicryptus spinulosus</i>								x														
INSECTA																						
Chironomidae		x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Chironomidae plum.			x		x		x		x	x				x	x	x	x	x				
Odonata larvae									x		x	x										
Trichoptera larvae												x										
NEMERTINEA																						
<i>Cyanophthalma obscura</i>	x						x	x	x			x	x		x		x		x			
ACANTHOCEPHALA	x			x																		
Total antal arter/grupper	9	9	9	10	9	9	11	8	6	7	12	16	18	5	13	6	11	9	11			

3.2.1 Andersö

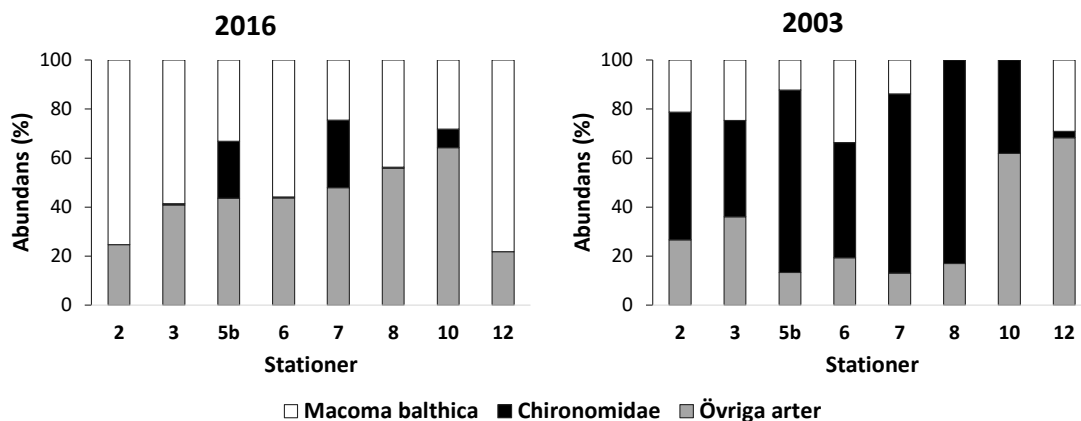
Bottenfaunasamhället närmast Andersö-odlingen (station 2-7) visade inga tydliga förändringar i biomassa, abundans eller artantal (fig. 11) jämfört med 2003. Vid station 8 och 10, som ligger längre bort från odlingen, hade abundansen, biomassan och artantalet ökat. Artsammansättningen visade dock små förändringar vid alla undersökta stationer (bil. 2) och det fanns stora skillnader i dominerande arter (fig. 12). Vid station 2, 3, 5b, 6 och 8 och 10 var *M. balthica* den mest abundanta arten medan sommaren 2003 var den mest abundanta gruppen Chironomider (*Chironomidae* och *Chironomus plumosus*). Vid referensstationen 12 fanns det mest *M. balthica* och *P. antipodarum* i motsats till 2003 då de mest abundanta arterna var *Monoporeia affinis* och *M. balthica*. Vid station 7 var de mest abundanta grupperna Chironomider, *M. balthica*, *Marenzelleria* spp. och *P. antipodarum* medan sommaren 2003

var den mest abundanta gruppen tydligt Chironomider. Sommaren 2016 påträffades inga *Monoporeia affinis* vid station 2 eller *S. entomon* och *Mya arenaria* vid station 12, i motsats till år 2003. Sommaren 2016 påträffades dock *M. balthica* vid station 8 och 10 och *Halicryptus spinolosus* vid station 12, vilka i sin tur inte förekom 2003. Shannon-Wiener diversitets index och Pielous jämnhetsindex visade lägre värden vid station 2, 6 och 12, jämfört med 2003, medan station 5b, 7, 8 och 10 hade högre diversitets- och jämnhetsvärden än 2003 (tab. 3).



Figur 11. Bottenfaunans abundans (A), biomassa (B) och artantal (C) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS, 2004) vid Andersö. Abundans (individer/m²) och biomassa (g/m²) visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.

Figure 11. Benthic fauna abundance (A), biomass (B) and number of species (C) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS, 2004) at Andersö. The abundance (individuals/m²) and biomass (g/m²) shows the average and the standard deviation of three samples per station.



Figur 12. Relativ abundans (%) av *M. balthica*, Chironomider, samt av övriga arter vid de undersökta stationerna (medeltal av tre prover per station) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS, 2004) vid Andersö.

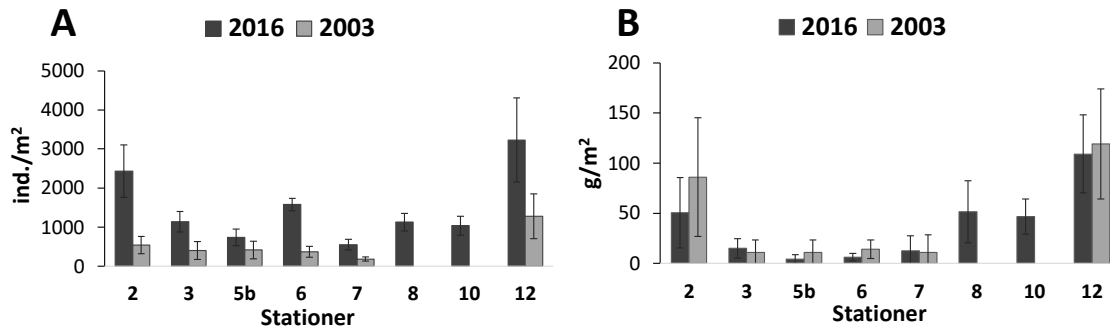
Figure 12. Relative abundance (%) of *M. balthica*, Chironomids, and of the other species at the stations (mean of three samples per station) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS, 2004) at Andersö.

Tabell 3. Medeltal av Shannon-Wiener diversitetsindex och Pielous jämnhetsindex för de undersökta stationer 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004) vid Andersö.

Table 3. Mean of the Shannon-Wiener diversity index and Pielous evenness index for the stations 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004) at Andersö.

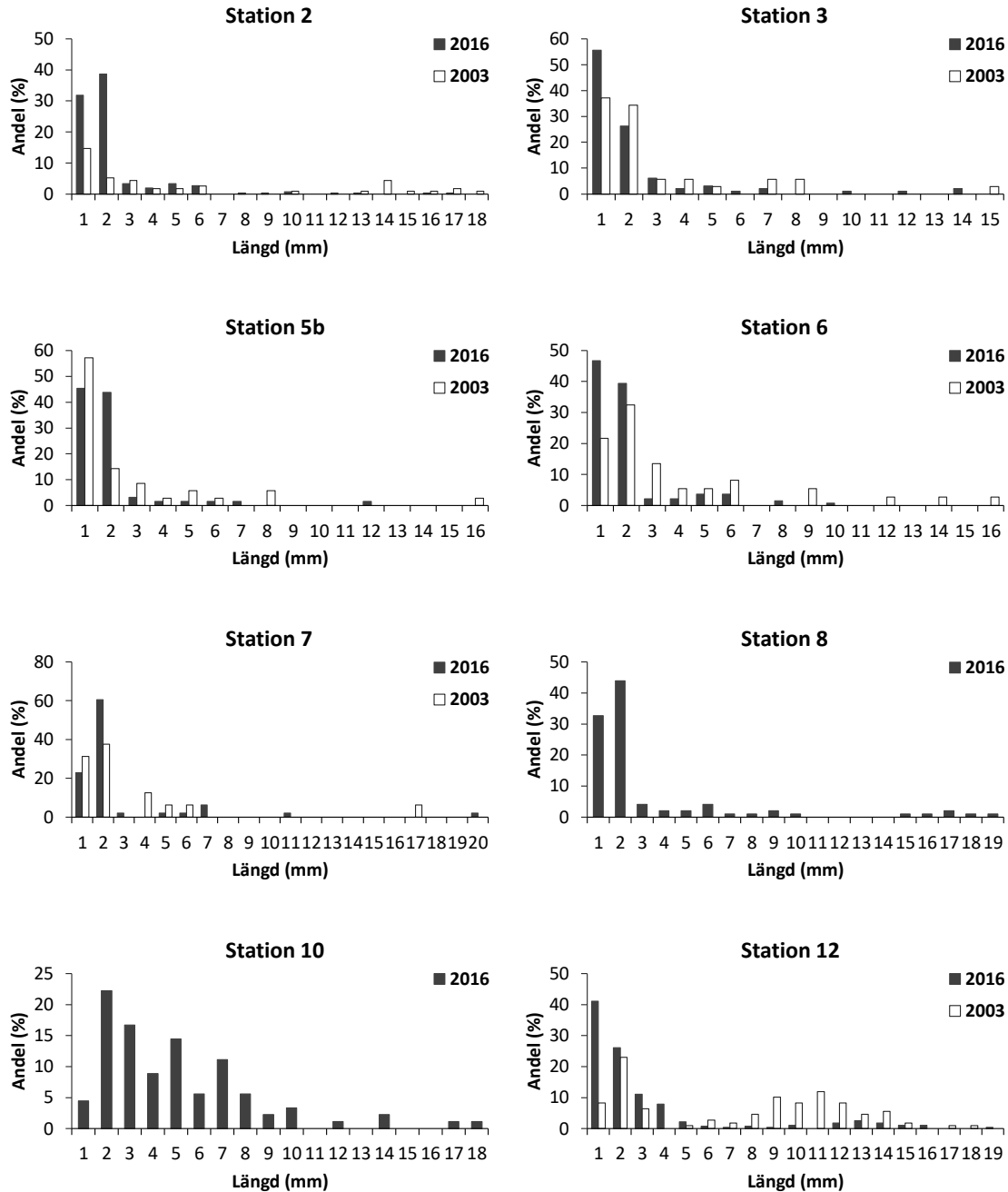
Station	2016		2003	
	Shannon H'	Pielous J'	Shannon H'	Pielous J'
2	0,98	0,45	1,70	0,82
3	1,34	0,61	1,93	0,93
5b	1,87	0,85	1,29	0,62
6	1,36	0,62	1,72	0,83
7	1,66	0,75	1,38	0,66
8	1,48	0,68	0,86	0,41
10	1,88	0,85	1,75	0,84
12	0,84	0,38	1,27	0,61

Östersjömusslans (*M. balthica*) abundans hade ökat vid varje station medan biomassan var mindre vid station 2, 5b, 6 och 12 än sommaren 2003 (fig. 13), möjligen p.g.a. att det nu fanns flera unga individer och 2003 en jämnare fördelning mellan de olika storleksklasserna (fig. 14). År 2003 påträffades inga östersjömusslor vid station 8 och 10 men denna sommar fanns det östersjömusslor av olika storleksklasser. De största östersjömusslorna var 18-19 mm stora vilket motsvarar längden på ungefär 7-10 år gamla östersjömusslor (JANSEN et al. 2009, GUSEVA & JURGENS MARKINA 2012), de flesta individerna var små (1-2 mm) vid alla stationer, vilket bekräftar att rekrytering har skett under de senaste åren.



Figur 13. *M. balthica*s abundans (A) och biomassa (B) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004) vid Andersö. Abundans (individer/m²) och biomassa (g/m²) visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.

Figure 13. *M. balthica* abundance (A) and biomass (B) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004) at Andersö. The abundance (individuals/m²) and biomass (g/m²) shows the average and the standard deviation of three samples per station.

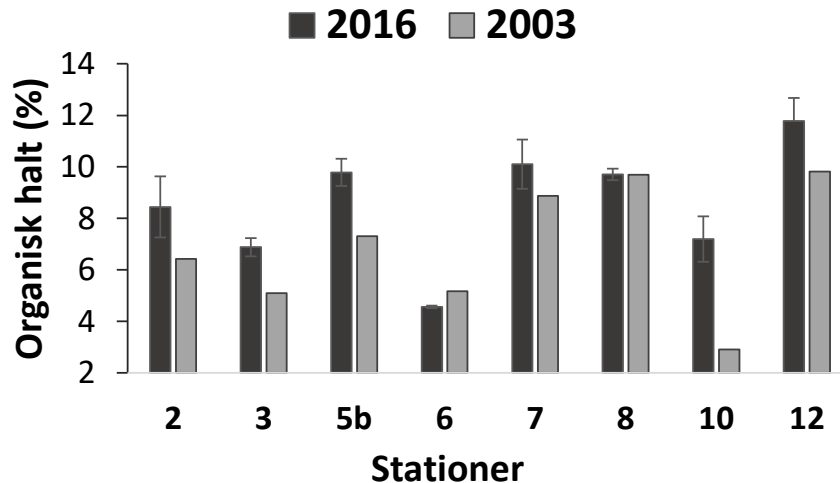


Figur 14. *M. balthica* längdfördelning (%) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS, 2004) vid stationer 2-12 vid Andersö.

Figure 14. *M. balthica* length distribution (%) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS, 2004) at stations 2-12 at Andersö.

Sedimentets organiska halt var högre sommaren 2016 än sommaren 2003 vid alla undersökta stationer förutom station 6 (fig.15). Resultaten från sommaren 2016 jämfördes dock endast med ett organiskt halt prov (per station) från sommaren 2003. Speciellt vid station 10 hade organiska halten ökat mycket, medan vid de andra stationerna var skillnaderna mindre. I samband med provtagningarna noterades

även sedimentets svavellukt som indikerar syrefria sediment. Svag svavellukt förekom vid station 5b, 6, 8 och 12.

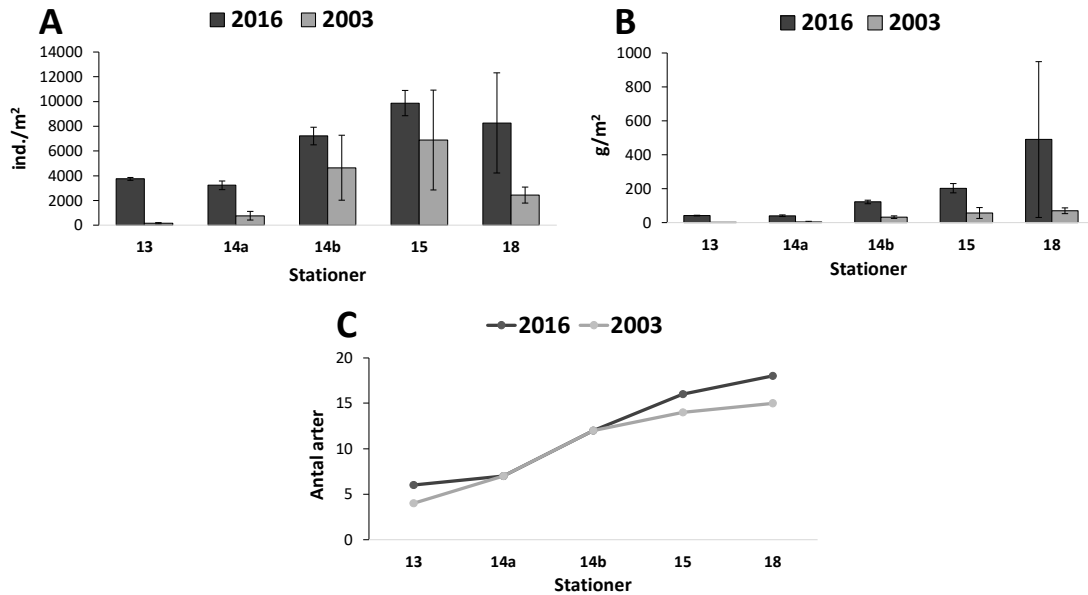


Figur 15. Sedimentens organiska halt (%) vid de undersökta stationerna 2016 och 2003 (data från VILLNÄS, 2004) vid Andersö. Grafen visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station 2016 och endast ett prov per station 2003.

Figure 15. Organic content of the sediment (%) at the stations 2016 and 2003 (data from VILLNÄS, 2004) at Andersö. The graph shows the average and the standard deviation of three samples per station 2016 and only one sample per station 2003.

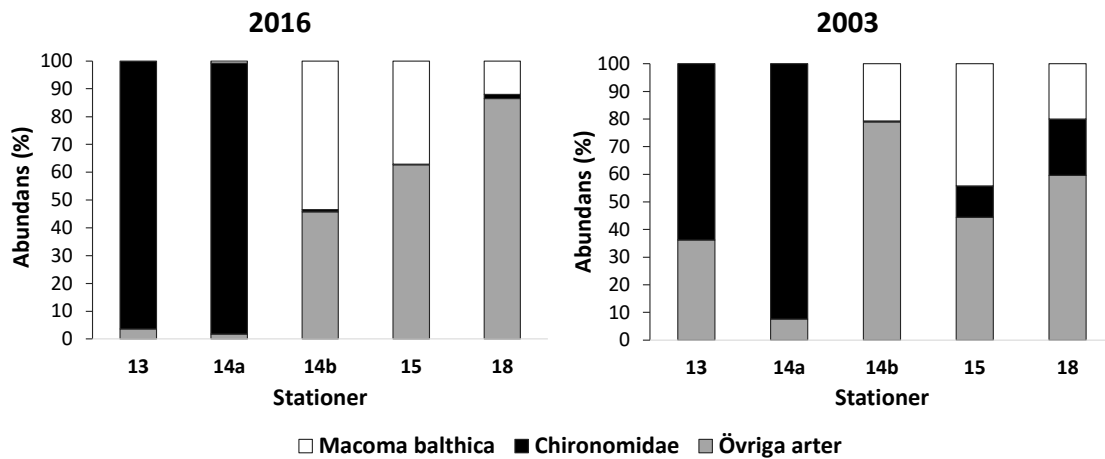
3.2.2 Järsö

Abundansen och biomassan hade ökat tydligt vid alla undersökta stationer och artantalet hade ökat med 1-2 arter vid station 13, 15 och 18. Artantalet vid station 14a och 14b var den samma som år 2003 (fig. 16). Artsammansättningen hade dock förändrats något vid alla stationer (bil. 2). Vid station 13 fanns det sommaren 2016 *Hydrobia* sp., *P. antipodarium*, *Cyanophthalma obscura* och *Ostracoda*, i motsats till 2003 då bottenfaunasamhället endast bestod av *Hydrobia* sp. och *Insecta* (insektlarver). Vid station 14a påträffades denna sommar några *M. balthica*, *Hydrobia* sp. och *P. antipodarium*, då bottenfaunasamhällen år 2003 bestod till stor del av insektlarver och *Marenzelleria* spp. Den mest abundanta gruppen vid båda stationerna var Chironomider, i likhet med år 2003 (fig. 17). Vid station 18 förekom det fler arter i grupperna *Mollusca*, *Gastropoda* och *Crustacea* jämfört med år 2003. Shannon-Wiener diversitetsindex och Pielous jämnhetsindex visade betydligt lägre värden vid station 13 och 14a jämfört med 2003, medan vid station 14b hade diversitets- och jämnhetsvärden ökat (tab. 4). Vid station 15 och 18 hade diversitets- och jämnhetsvärden sjunkit litet.



Figur 16. Bottenfaunans abundans (A), biomassa (B) och artantal (C) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS, 2004) vid Järsö. Abundans (individer/m²) och biomassa (g/m²) visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.

Figure 16. Benthic fauna abundance (A), biomass (B) and number of species (C) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS, 2004) at Järsö. The abundance (individuals/m²) and biomass (g/m²) shows the average and the standard deviation of three samples per station.



Figur 17. Relativ abundans (%) av *M. balthica*, Chironomider, samt av övriga arter vid de undersökta stationerna (medeltal av tre prover per station) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS, 2004) vid Järsö.

Figure 17. Relative abundance (%) of *M. balthica*, Chironomids, and of the other species at the stations (mean of three samples per station) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS, 2004) at Järsö.

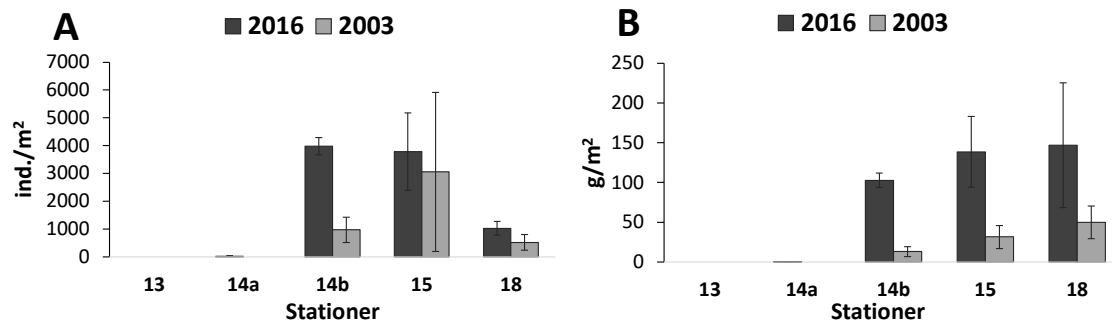
Tabell 4. Medeltal av Shannon-Wiener diversitetsindex och Pielous jämnhetsindex för de undersökta stationer 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004) vid Järsö.

Table 4. Mean of the Shannon-Wiener diversity index and Pielous evenness index for the stations 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004) at Järsö.

Station	2016		2003	
	Shannon H'	Pielous J'	Shannon H'	Pielous J'
13	0,18	0,08	1,00	0,48
14a	0,24	0,11	0,96	0,46
14b	1,24	0,57	1,14	0,55
15	1,30	0,59	1,45	0,70
18	1,62	0,74	2,04	0,98

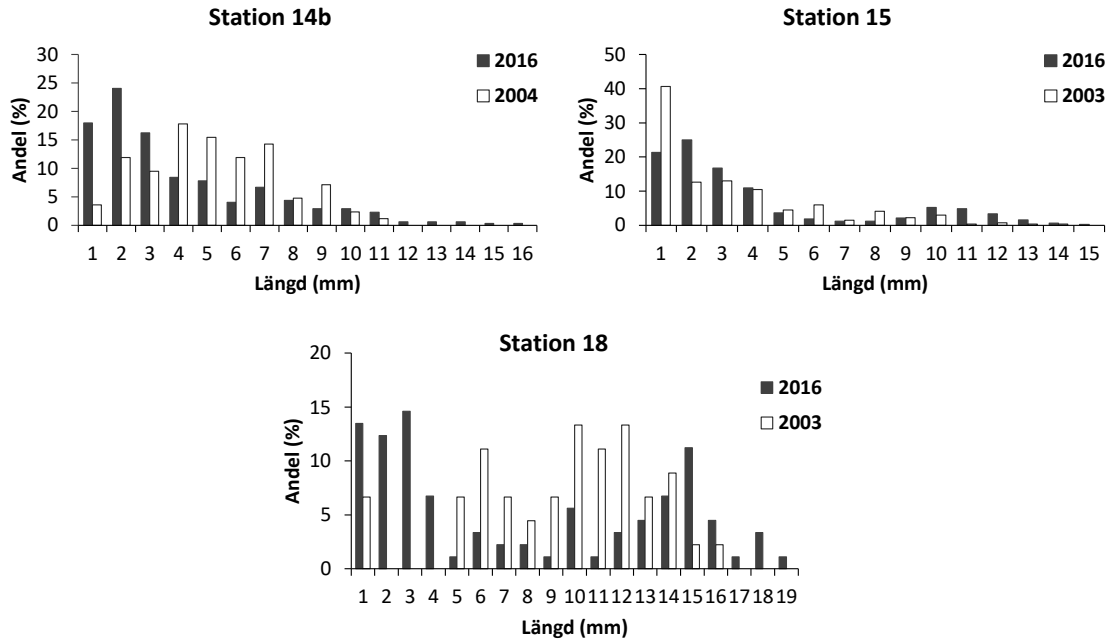
Abundans och biomassa för östersjömussla hade ökat jämfört med 2003 vid station 14b, 15 och 18 (fig. 18). Två små (2 och 3 mm) östersjömusslor observerades i proverna som var tagna från station 14b medan inga östersjömusslor fanns vid station 13, som ligger närmast odlingen. År 2003 påträffades inga östersjömusslor vid station 13 och 14a. Små östersjömusslor påträffades rikligt vid station 14b, 15 och 18, och bekräftar rekryteringen under de senaste åren (fig. 19.) De större storleksklasserna var också väl representerade, med maximistorlek på 19 mm vid station 18.

Sedimentens organiska halt var lite högre denna sommar än sommaren 2003 vid station 13, 14a och 18 (fig. 20). Vid station 14b hade organiska halten ökat tydligt, medan den vid station 15 hade minskat. Svavellukt noterades i proverna från station 13 och 14a.



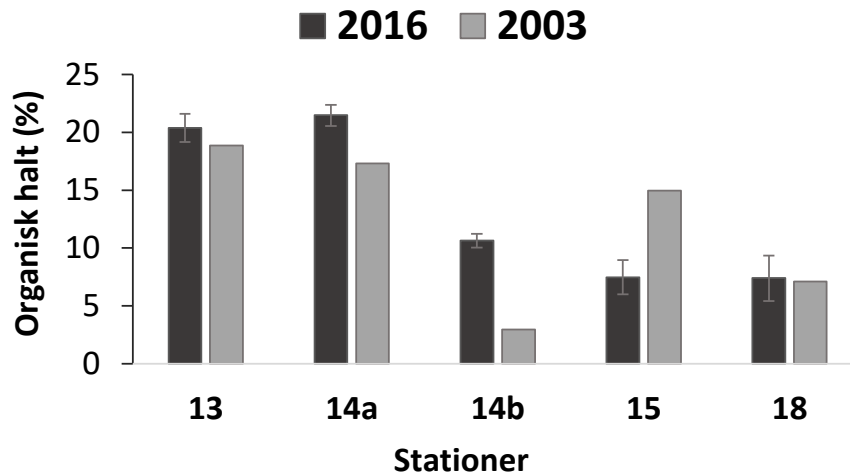
Figur 18. *M. balthica* abundans (A) och biomassa (B) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004) vid Järsö. Abundans (individer/m²) och biomassa (g/m²) visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.

Figure 18. *M. balthica* abundance (A) and biomass (B) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004) at Järsö. The abundance (individuals/m²) and biomass (g/m²) shows the average and the standard deviation of three samples per station.



Figur 19. *M. balthica*s längdfördelning (%) 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004) vid stationer 14b, 15 och 18 vid Järsö.

Figure 19. *M. balthica* length distribution (%) 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004) at stations 14b, 15 and 18 at Järsö.

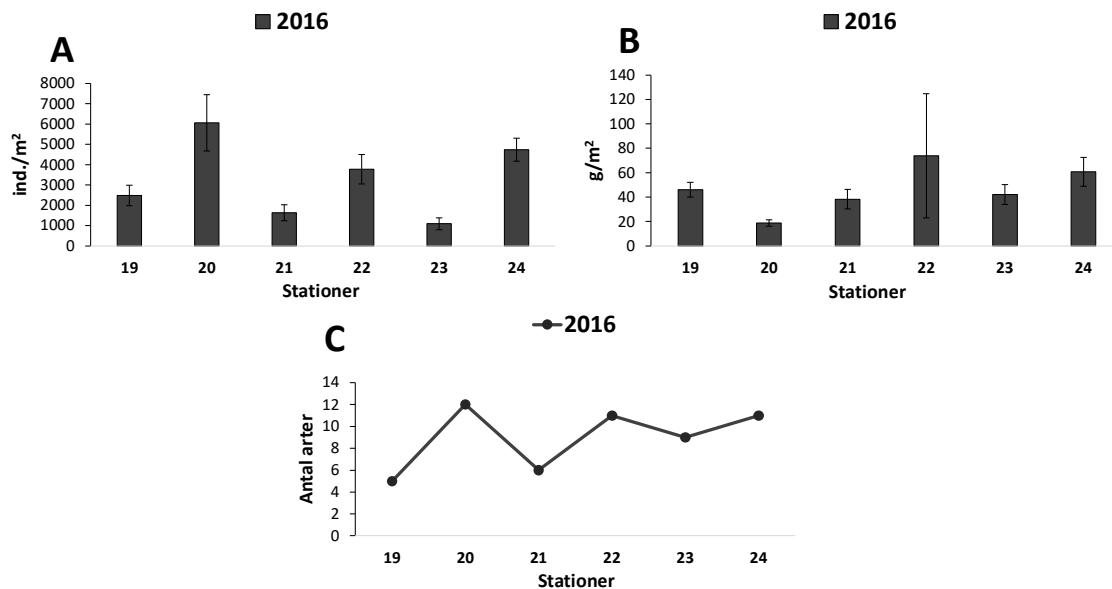


Figur 20. Sedimentens organiska halt (%) vid de undersökta stationerna 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004) vid Järsö. Grafen visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station 2016 och endast ett prov per station 2003.

Figure 20. Organic content of the sediment (%) at the stations 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004) at Järsö. The graph shows the average and the standard deviation of three samples per station 2016 and only one sample per station 2003.

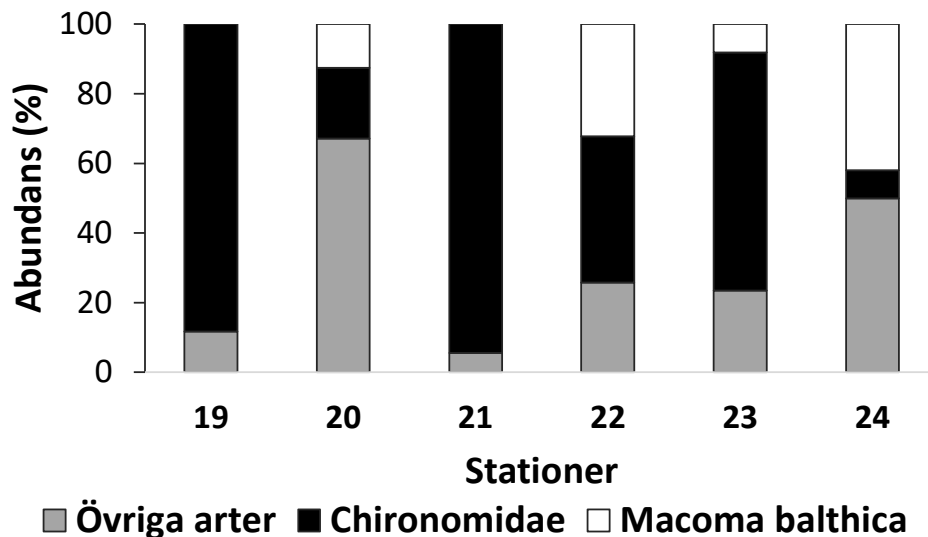
3.2.3 Bergö

Högst abundans och artantal fanns vid station 20, som ligger väster om odlingen, medan biomassan var den lägsta (fig. 21.). Dominerande arter/grupper gällande antal individer var Ostracoda, Chironomider, *Hydrobia* sp. och *M. balthica*. Artsammansättningen vid de olika stationerna kan ses i tabell 2. Den näst högsta abundansen fanns vid referensstationen 24, som också hade det näst högsta artantalet och biomassan. Där förekom det mest *M. balthica*, *Ostracoda* samt *Hydrobia* sp. och *P. antipodarium*. Abundansen var lägst vid station 23 som ligger utanför viken. Station 23 var också den djupaste provtagningsstationen. Där förekom det mest Chironomider (fig. 22.). Stationerna närmaste odlingen, dvs. 19 och 21, hade också lägre abundans och biomassa jämfört med de andra stationerna. Artantalet var vid dessa stationer de lägsta av alla stationer. Biomassan var högst vid station 22 som ligger genast utanför viken till öster. Där var också artantalet högre än vid de flesta stationerna. Mest abundanta var Chironomider, *M. balthica* och *P. antipodarium*. Shannon-Wiener diversitetsindex och Pielous jämnhetsindex visade låga värden för station 19 och 21. Vid de andra stationerna var diversitets- och jämnhetsvärdena högre (tab. 5.).



Figur 21. Bottenfaunans abundans (A), biomassa (B) och artantal (C) vid Bergö. Abundans (individer/m²) och biomassa (g/m²) visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.

Figure 21. Benthic fauna abundance (A), biomass (B) and number of species (C) 2016 at Bergö. The abundance (individuals/m²) and biomass (g/m²) shows the average and the standard deviation of three samples per station.



Figur 22. Relativ abundans (%) av *M. balthica*, Chironomider, samt av övriga arter vid de undersökta stationerna (medeltal av tre prover per station) 2016 vid Bergö.
 Figure 22. Relative abundance (%) of *M. balthica*, Chironomids, and of the other species at the stations (mean of three samples per station) 2016 at Bergö.

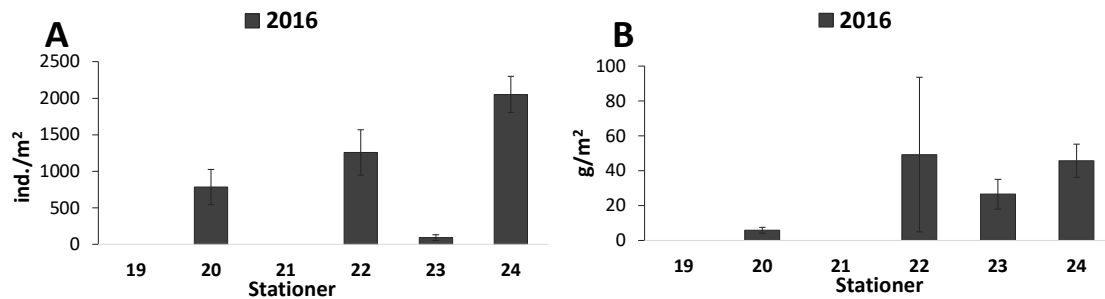
Tabell 5. Medeltal av Shannon-Wiener diversitetsindex och Pielous jämnhetsindex för de undersökta stationer 2016 vid Bergö.

Table 5. Mean of the Shannon-Wiener diversity index and Pielous evenness index for the stations 2016 at Bergö.

Station	2016	
	Shannon H'	Pielous J'
19	0,65	0,30
20	1,56	0,71
21	0,36	0,16
22	1,77	0,81
23	1,50	0,68
24	1,62	0,74

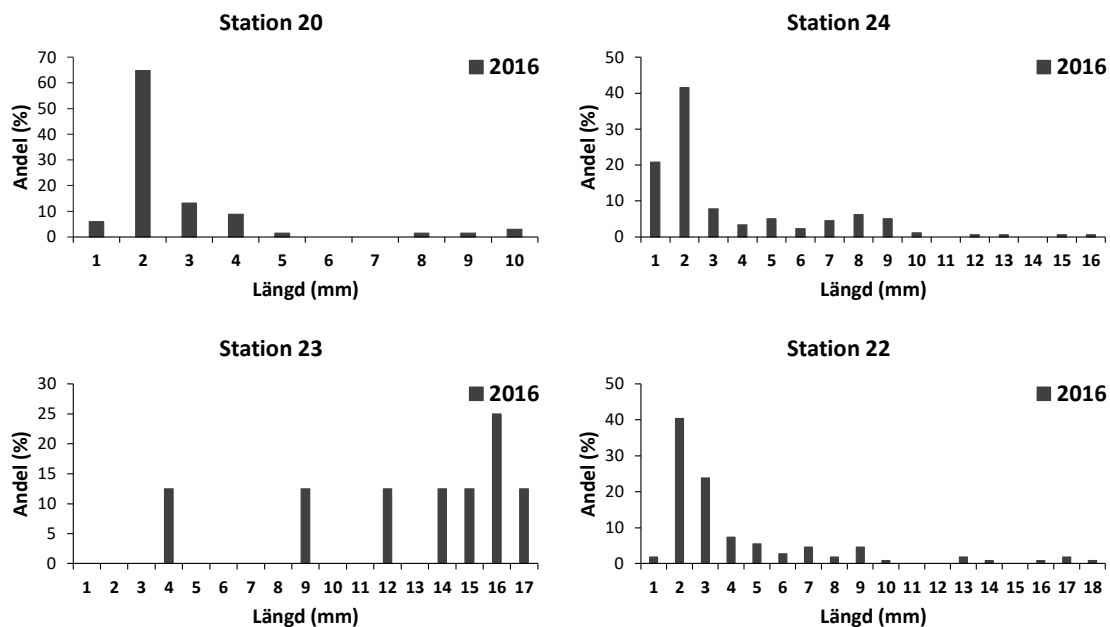
Östersjömusslan förekom vid alla stationer förutom vid station 19, som ligger närmast odlingen och station 21 som ligger i närheten av odlingen (fig. 23). Totalbiomassan var den största vid station 22 och därefter vid referensstationen 24. Abundansen var den största vid station 24 och därefter vid station 22 och 20. Vid station 22 och referensstation 24 förekom östersjömusslor i olika storleksklasser (max 18 mm), dock mest unga individer (fig. 24). Vid station 20 fanns det östersjömusslor av storlekarna 1-10 mm. Vid station 23 fanns det mest stora individer (14-17 mm) och inga små individer (1-3 mm), vilket tyder på en misslyckad rekrytering under de senaste åren.

Organisk halt var lägst vid station 20 och 24 och högst vid stationerna närmast odlingen, 19 och 21 (fig. 25). Organisk halt var också relativt högt vid station 23 och 22. Stark svavellukt kunde kännas från proverna vid station 23, medan svagare svavellukt från proverna vid station 21 och 22.



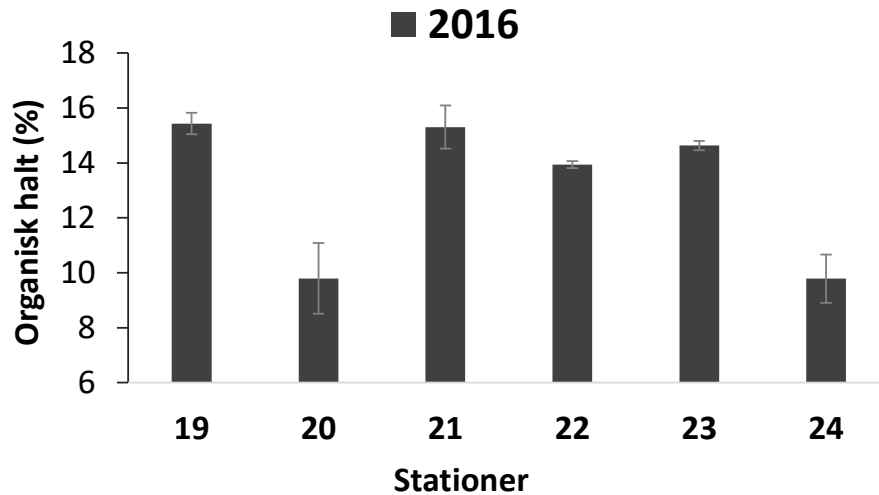
Figur 23. *M. balthica* abundans (A) och biomassa (B) 2016 vid Bergö. Abundans (individer/m²) och biomassa (g/m²) visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.

Figure 23. *M. balthica* abundance (A) and biomass (B) 2016 at Bergö. The abundance (individuals/m²) and biomass (g/m²) shows the average and the standard deviation of three samples per station.



Figur 24. *M. balthica* längdfördelning (%) 2016 vid stationer 20, 22, 23 och 24 vid Bergö.

Figure 24. *M. balthica* length distribution (%) 2016 at stations 20, 22, 23 and 24 at Bergö.



Figur 25. Sedimentens organiska halt (%) vid de undersökta stationerna 2016 vid Bergö. Grafen visar medeltal och standardavvikelse för tre prover per station.
 Figur 25. Organic content of the sediment (%) at the stations 2016 at Bergö. The graph shows the average and the standard deviation of three samples per station.

4 Diskussion

Fiskodlingarnas negativa miljöpåverkan har tidigare påvisats, speciellt nära fiskodlingar (se t.ex. TSUTSUMI et al. 1991, HOLMER 1992, WU et al. 1994, TOVAR et al. 2000). Det har gjorts relativt få långtidsstudier på återhämtning efter fiskodlingars avveckling, trots att denna information är viktigt med tanke på hur stor och långvarig påverkan fiskodling kan ha på vattenmiljön. Denna undersökning har bidragit med viktigt information om hur vattenmiljön har återhämtat sig efter ca 13 års återhämtningsperiod. Resultatet jämfördes med data från en undersökning som gjordes ett år efter avvecklingen av fiskodlingar (VILLNÄS 2004). Jämfört med sommaren 2003 (VILLNÄS 2004) var denna sommar kallare. Låga syrehalter i bottenvatten förekom speciellt vid de djupaste provtagningspunkterna p.g.a. temperaturskiktning. Situationen var den samma vid dessa stationer även sommaren 2003.

4.1 Andersö

Vid Andersö visade bottenfaunans abundans, biomassa och artantal inga tydliga förändringar vid stationerna som ligger närmast odlingen. I motsats, kunde en ökning i biomassa, abundans och artantal iakttagas vid stationerna längre bort från odlingen, utanför Snäcköfjärden, vilket kan ses som ett tecken på återhämtning (KRAUFVELIN et al. 2001). Bra vattenombyte i området, speciellt utanför Snäcköfjärden kan vara en av orsakerna till återhämtningen. Dominansmönster i artsammansättningen visade dock stora förändringar vid alla stationer (förutom referensstationen), med ett skifte från dominans av Chironomider år 2003 till dominans av *M. Balthica* år 2016. Speciellt *Chironomus plumosus* tål mycket förorenade och syrefattiga miljöer (LEPPÄKOSKI 1975), och en minskning i dess relativa abundans vid stationerna kan tyda på att Andersö-området så småningom börjar återhämta sig efter avvecklingen av fiskodlingen. Dock visade diversitets- och jämnhetsindexen lägre värden vid

referensstationen, samt vid station 2 och 6 vilket kan vara resultatet av ökning i *M. balthica*s abundans eller en försämring av eutrofieringsstatusen i området. Det är viktigt att komma ihåg att fiskodlingens miljöpåverkan kan med säkerhet påvisas endast om dess effekter kan urskiljas från naturliga fluktuationer och övrig mänskligt påverkan. Andersö-området har tidigare beskrivits ha haft en dominans av *M. balthica* och *M. affinis* före fiskodlingen påbörjades (HELMINEN 1975). *M. affinis* påträffades denna sommar dock bara vid referensstationen 12, och där var den en av de minst abundanta arterna i motsats till 2003, då den var den mest abundanta arten. *M. affinis* tål inte förorenade och eutrofierade vatten (LEPPÄKOSKI 1975). Det kan hända att Andersö-området har återhämtat sig en del efter avvecklingen av fiskodlingen medan eutrofieringsstatusen i området överlag har blivit sämre. Bottenfaunasamhällen på Åland har genomgått stora förändringar under de senaste 40 åren (WEIGEL et al. 2015). Enligt WEIGEL et al. (2015) hade *M. affinis* i vissa mer exponerade områden minskat med 30 % från år 2000 till 2013 medan abundansen för *Marenzelleria* spp. hade ökat. *Marenzelleria* spp., var också mycket mer abundant denna sommar än sommaren 2003 och dess positiva inverkan på syresättning av botten sediment (MAXIMOV et al. 2015), kan ha bidragit till en del av förändringarna i bottenfaunasamhället, såsom den ökade abundansen av *M. balthica*. *M. balthica*s rekrytering vid alla stationer hade lyckats de senaste åren och också större storleksklasser var representerade, vilket är karakteristiskt för opåverkade vattendrag på grunda botten (LEPPÄKOSKI 1995). Detta mönster i längdfördelning kan också observeras i områden med något eller kraftigt förorenade vatten där *M. affinis* inte är närvarande (LEPPÄKOSKI 1975), vilket var fallet i sommar och tyder på att vattenmiljön inte har fullständigt återhämtat sig.

4.2 Järsö

Järsöområdet visade en ökning i abundans och biomassa vid alla undersökta stationerna, vilket tyder på återhämtning (KRAUFVELIN et al. 2001). Dessutom hade artantalet ökat vid flera stationer. Dock var stationerna närmast den gamla fiskodlingen, som ligger i en fördjupning, fortfarande degraderade. Här var abundans, biomassa och artantal lågt samtidigt som syrehalterna var låga tack vare en stark termoklin (temperaturskiktning). De låga syrehalterna i bottenvattnet har antagligen också resulterat i att fosfor frigjorts från sedimentet. Organisk halt var också högst vid dessa stationer. Dessutom bestod bottenfaunan till stora delar av Chironomider, vilket resulterade i väldigt låga diversitets- och jämnhetsvärden jämfört med 2003. Det är sannolikt att dessa stationer fortfarande genomgår en långsam succession efter störning. Då stressfaktorn, i detta fall fiskodling, har försvunnit, börjar först opportunistiska arter återkolonisera området. Dessa opportunistiska arter ökar sedan kraftigt (LEPPÄKOSKI 1975). Det är möjligt att dessa stationer fortfarande ligger i denna fas, som med tiden följs av kolonisering av mera känsliga arter, ifall förhållandena blir bättre. Frånvaro av *M. balthica* vid dessa stationer (om de 2 individer vid station 14a inte räknas med), speciellt unga individer, indikerar en kraftigt förorenad vattenmiljö (LEPPÄKOSKI 1975). Det finns dock inga bakgrundsdata för tiden innan fiskodlingen startade och därför är det svårt att veta hur vattenmiljön såg ut innan fiskodlingen. Det är möjligt att dessa stationer har naturligt fattigt bottenfaunasamhälle, p.g.a. av stationernas läge i en fördjupning, med termoklin och syrebrist. Skillnaderna i biomassa, abundans och artantalet var mindre vid stationer längre borta från odlingen. Referensstationen hade lägre värde för diversitet och

jämnhet än sommaren 2003 vilket kan betyda en generell försämring i eutrofieringsstatus i området. Den stora öppningen mot sydväst från viken, resulterar i gott vattenombyte, speciellt vid vikens nordvästra sida, och har säkert påverkat återhämtningen. På samma sätt som vid Andersö hade *Marenzelleria* spp. blivit mer abundant i området (förutom vid station 14a) och kan också ha påverkat bottenfaunasamhället, såsom ökningen i *M. balthica*s abundans.

4.3 Bergö

Vid Bergö var det totala artantalet, abundans, diversitets- och jämnhetsvärdet högre vid stationer längre bort från odlingen, vilket tyder på friskare vattenmiljö vid dessa stationer. Vid station 22 och 24 var också *M. balthica*s längdfördelning välrepresenterad i alla storleksklasser upp till ca 16-18 mm, med dominans av unga individer, vilket kan vara ett tecken på bättre vattenkvalitet (LEPPÄKOSKI 1975). I skillnad till stationerna längre bort från fiskodlingen, var stationerna närmast fiskodlingen de mest påverkade stationerna, sett till artantal, biomassa, abundans, diversitet och organiska halt. Dessutom bestod bottenfaunan till stora delar av Chironomider. En station, som också ligger nära fiskodlingen, men på västra sidan, var mindre påverkat av fiskodlingen. Denna station ligger bredvid en annan vik som är i kontakt med Nåtö sund via en liten öppning, vilket kan ha påverkat återkoloniseringen.

4.4 Övriga resultat

Sedimentets organiska halt var högre sommaren 2016 än sommaren 2003 vid nästan alla stationer och kan möjligen bero på förändringen i den allmänna eutrofieringsstatusen. Även förra sommarens algbloomningar kombinerat med denna sommars kalla vattentemperaturer (mindre nedbrytning) kan ha haft en inverkan. Det är också möjligt att det beror på naturliga fluktuationer p.g.a. att de flesta stationerna befinner sig på transportbottnar. VILLNÄS (2004) jämförde stationernas organiska halter mellan juni och augusti och förändringar kunde observeras även inom samma sommar. Organiska haltens användbarhet som en mått på sedimentets kvalitet har också ifrågasatts p.g.a. att organiskt material kan bestå av ämnen som inte går att nedbrytas i bottenfaunasamhället (MACLEOD et al. 2004, PEREIRA et al. 2004). Det är dock också möjligt att proverna tagna denna sommar inte är precis från samma platser som 2003 för att koordinaterna och placering på kartan från 2003 inte alltid stämde överens och måste justeras tills djupet stämde överens med tidigare studiens provtagningsdjup. Dessutom provtogs inte alla stationer som 2003.

5 Sammanfattning

- Liten försämring i bottenfaunasamhället kunde iakttas vid referensstationerna både vid Andersö och vid Järsö. Detta kan betyda en allmän försämring i eutrofieringsstatusen i området, eller bero på naturliga fluktuationer.
- Vid Andersö har abundansen av *M. balthica* ökat tydligt vid alla stationer medan abundansen av Chironomider har minskat vilket tyder på en återhämtning av vattenmiljön. Tecknen på

återhämtning var dock tydligare vid stationerna som ligger längre bort från den gamla fiskodlingen.

- Biomassan och abundansen hade ökat vid samtliga stationer vid Järsö. De djupa stationerna närmast den gamla fiskodlingen var dock fortfarande artfattiga och dominerades av Chironomider. Där förekom det också stark temperaturskitning, låga syrehalter och höga fosforhalter. Resultaten tyder på att återhämtningen ännu pågår.
- Vid Bergö, där fiskodlingen nyligen har avvecklats, var de närmast liggande stationerna de mest degraderade. Stationerna längre bort från odlingen uppvisade bättre värden, även om diversitets- och jämnhetsvärdena inte var speciellt höga.
- Återhämtningen vid både Andersö och Järsö har varit relativt bra och har antagligen påverkats av det goda vattenombytet. Dock hade också abundansen av *Marezzelleria* spp. ökat, vilket kan ha ökat syresättningen i sedimentet och bidragit till t.ex. *M. balthicas* etablering.

6 Tillkännagivanden

Ett stort tack till alla som jobbade på Husö 2016 för en rolig sommar. Speciellt vill jag tacka praktikanterna Hanna Backman, Lauri Kuismanen samt specialarbetare Floriaan Eveleens Maarse för fälthjälp, samt praktikanterna Anni Selenius, Lauri Kuismanen och Niklas Niemi för hjälp med sortering av bottenfauna, samt analys av vattenprover. Heidi Herlevi, Kati Aarnio och Mikael von Numers tackas för hjälp med identifiering av bottenfauna, och Heidi Herlevi även för hjälp med rapportens rättstavning. Amanuens Laura Kauppi vid Nätö Biologiska station tackas för båtplats vid stationens brygga och Margo Bobrowska-Hägerstrand och Henry Hägerstrand för allt hjälp och möjligheten att åka till Järsö-lokalen via deras sommarstuga. Ett stort tack riktas även till stationsföreståndare Martin Snickars och amanuens Tony Cederberg för bra handledning, samt till gårdskarll Dennis Hellström för all praktisk hjälp.

7 Litteraturförteckning

BONSDORFF, E., LEPPÄKOSKI, E. & ÖSTERMAN, C.-S. 1986. Patterns in zoobenthic succession following physical and chemical disturbance in the northern Baltic Sea. Publ. Water Res. Inst. Finland 68: 117-121.

DIAZ, R. J. & ROSENBERG, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 33: 245-303.

GRASSHOFF, K., EHRHARDT, M. & KREMLIN, K. 1983. Methods of seawater analyses. Verlag Chemie Weinheim: 193-192.

EG-KOMMISSIONEN. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapens officiella tidning nr. L 327, 72 s.

EG-KOMMISSIONEN. 2008. Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi). Europeiska gemenskapens officiella tidning nr. L 164/19, 22 s.

HELMINEN, O. 1975. Bottenfaunan i den Åländska skärgården. Meddelande nr 17, Åbo Akademi - Ålands Landskapsstyrelse, 43-71 s. Mariehamn 1975.

HOLMER, M. 1992. Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments, in: De Pauw, N. et al. (Ed.) Aquaculture and the Environment: reviews of the International Conference Aquaculture Europe '91, Dublin, Ireland, June 10-12, 1991. EAS Special Publication, 16: 155-176.

JANSEN, J.M., KOUSTAAL, A., SJOERD WENDELAAR, B. & HUMMEL, H. 2009. Salinity-related growth rates in populations of the European clam *Macoma balthica* and in field transplant experiments along the Baltic Sea salinity gradient. Mar. Freshw. Behav. Phy. 43: 157-166.

KARAKASSIS, I., HATZIYANNI, E., TSAPAKIS, M., & PLAITI, W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 184: 205-218.

KRAUFVELIN, P., SINISALO, B., LEPPÄKOSKI, E., MATTILA, J., & BONSDORFF, E. 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). Mar. Environ. Res. 51: 229-245.

KÅLL, S. 2002. Undersökning av miljöeffekter av fiskodlingar (Andersö eller Järsö) under avveckling. Forskn. Rapp. från Husö biol. stat. No 107, 23 s.

LEPPÄKOSKI, E. 1975. Macrobenthic fauna as indicator of oceanization in the southern Baltic. Merentutkimuslait. julk. 239: 280-288.

LU, L. & WU, R. S. S. 1998. Recolonization and succession of marine macrobenthos in organic-enriched sediment deposited from fish farms. Environ. Pollut. 101: 241-251.

MACLEOD, C. K., CRAWFORD, C. M. & MOLTSCHANIWSKYJ, N. A. 2004. Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. Mar. Poll. Bull. 49: 79-88.

- MAXIMOV, A., BONSDORFF, E., EREMINA, T., KAUPPI, L., NORKKO, A. & NORKKO, J. 2015. Context-dependent consequences of *Marenzelleria* spp. (*Spionidae: Polychaeta*) invasion for nutrient cycling in the Northern Baltic Sea. *Oceanol.* 57: 342-348.
- PEREIRA, P. M., BLACK, K. D., MCLUSKY, D. S. & NICKELL, T. D. 2004. Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquacult.* 235: 315-330.
- PERUS, J., & BONSDORFF, E. 2004. Long-term changes in macrozoobenthos in the Åland archipelago, northern Baltic Sea. *J. Sea. Res.* 52: 45-56.
- RUOKALAHTI, C. 1986. Undersökning av vatten kring Brännholmens fisk, Andersö. Forskn. Rapp. till Ålands landskapsstyrelse nr 50, 18 s.
- TOVAR, A., MORENO, C., MÁNUEL-VEZ, M.P. & GARCIA-VARGAS, M. 2000. Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Wat. Res.* 34: 334-342.
- TSUTSUMI, H., KIKUCHI, T., TANAKA, M., HIGASHI, T., IMASAKA, K. & MIYAZAKI, M. 1991. Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. *Mar. Poll. Bull.* 23: 233-238.
- VILLNÄS, A. 2004. Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodlingar (Andersö och Järsö). Forskn. Rapp. från Husö biol. stat. No 110, 33 s.
- WALDH, F. 2002. Water exchange in shallow water systems, Pro gradu avhandling, Rapport B331. Institutionen för geovetenskaper, Göteborgs Universitet, 50 s.
- WEIGEL, B., ANDERSSON, H. C., MEIER, H. M., BLENCKNER, T., SNICKARS, M. & BONSDORFF, E. 2015. Long-term progression and drivers of coastal zoobenthos in a changing system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 528: 141-159.
- WU, R. S. S., LAM, K. S., MACKAY, D. W., LAU, T. C. & YAM, V. 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Mar. Environ. Res.* 38: 115-145.
- ÅDJERS, K. 1985. Övervakningen av tre Åländska kassodlingar 1980-1985. Forskn. Rapp. till Ålands landskapsstyrelse nr 45, 34 s.
- ÅLANDS LANDSKAPSREGERING. 2015. Åtgärdsprogram för grundvatten, sjöar och kustvatten 2016-2021, 77 s.

Bilagor

Bilaga 1. Medeltal och standardavvikelse av de uppmätta vattenparametrarna under juni-september 2016 vid de undersökta stationerna.

Bilaga 1. Average and the standard deviation of the measured water parameters in June-September 2016 at the sampling stations

	Station	Ytvatten							Bottenvatten						
		Secchi (m)	t °C	Sal. ‰	pH	Chl- α $\mu\text{g l}^{-1}$	tot-P $\mu\text{g l}^{-1}$	tot-N $\mu\text{g l}^{-1}$	t °C	Sal. ‰	pH	O $_2$ %	O $_2$ mg l^{-1}	tot-P $\mu\text{g l}^{-1}$	tot-N $\mu\text{g l}^{-1}$
Årersö	2	2,2 ± 0,2	15,9 ± 3,3	5,15 ± 0,13	7,99 ± 0,15				14,0 ± 3,1	5,30 ± 0,18	7,82 ± 0,04	84,66 ± 6,05	8,77 ± 1,19		
	3	1,9 ± 0,2	15,9 ± 3,3	5,09 ± 0,10	7,97 ± 0,14				15,6 ± 3,3	5,17 ± 0,13	7,76 ± 0,35	92,59 ± 3,42	9,27 ± 1,00		
	5b	2,3 ± 0,6	16,6 ± 2,3	5,12 ± 0,11	7,99 ± 0,09	6,42 ± 3,02	24,12 ± 4,49	363,32 ± 65,84	15,0 ± 4,6	5,19 ± 0,13	7,90 ± 0,08	95,13 ± 4,94	9,65 ± 0,87	23,23 ± 2,67	345,63 ± 36,76
	6	2,3 ± 0,5	16,7 ± 2,3	5,14 ± 0,12	7,98 ± 0,20				15,2 ± 4,4	5,13 ± 0,18	7,89 ± 0,25	95,25 ± 4,61	9,61 ± 0,91		
	7	2,1 ± 0,1	16,4 ± 2,8	5,09 ± 0,11	7,98 ± 0,11				15,4 ± 3,1	5,15 ± 0,17	7,83 ± 0,14	87,67 ± 8,49	8,81 ± 1,31		
	8	2,0 ± 0,2	16,7 ± 2,3	5,08 ± 0,23	8,02 ± 0,13	7,04 ± 1,73	25,66 ± 3,16	389,66 ± 11,37	14,4 ± 3,1	5,19 ± 0,17	7,70 ± 0,24	75,91 ± 26,08	7,79 ± 2,77	26,72 ± 6,66	338,82 ± 58,72
	10	2,2 ± 0,4	17,9 ± 1,4	5,07 ± 0,10	8,01 ± 0,14	7,62 ± 3,43	28,60 ± 1,57	446,16 ± 19,13	14,2 ± 2,9	5,11 ± 0,16	7,70 ± 0,35	73,54 ± 33,03	7,50 ± 3,35	41,31 ± 17,66	473,41 ± 184,28
Järsö	12	3,7 ± 1,5	15,6 ± 2,8	5,11 ± 0,11	8,03 ± 0,11				9,6 ± 2,4	5,36 ± 0,16	7,58 ± 0,15	74,75 ± 10,78	8,58 ± 1,69		
	13	5,7 ± 0,9	16,3 ± 1,6	5,26 ± 0,06	8,20 ± 0,09	2,84 ± 1,30	21,39 ± 3,17	307,91 ± 94,24	10,4 ± 1,2	5,73 ± 0,15	7,32 ± 0,20	36,07 ± 22,89	4,06 ± 2,62	78,33 ± 47,43	422,95 ± 84,06
	14a	5,8 ± 0,7	15,9 ± 2,3	5,34 ± 0,13	8,18 ± 0,09				10,1 ± 1,0	5,71 ± 0,11	7,20 ± 0,07	22,14 ± 15,84	2,51 ± 1,79		
	14b	5,9 ± 0,8	16,2 ± 2,2	5,27 ± 0,05	8,09 ± 0,18				13,8 ± 1,9	5,43 ± 0,05	7,85 ± 0,03	92,38 ± 3,68	9,57 ± 0,75		
	15	5,7 ± 1,2	15,7 ± 2,2	5,33 ± 0,11	8,14 ± 0,04	2,13 ± 0,57	19,00 ± 3,45	313,68 ± 12,01	13,4 ± 2,4	5,44 ± 0,09	7,92 ± 0,07	93,55 ± 4,18	9,80 ± 0,87	24,86 ± 6,39	329,03 ± 36,24
Bergö	18	5,9 ± 0,8	14,5 ± 2,7	5,32 ± 0,08	8,00 ± 0,04	2,41 ± 0,60	20,74 ± 1,27	295,91 ± 29,86	13,9 ± 2,6	5,39 ± 0,08	7,96 ± 0,05	95,88 ± 2,42	9,93 ± 0,75	19,02 ± 2,14	283,57 ± 60,25
	19	3,7 ± 1,2	16,1 ± 2,0	5,40 ± 0,15	8,00 ± 0,09	2,49 ± 1,03	22,85 ± 3,27	341,88 ± 30,90	13,3 ± 1,6	5,52 ± 0,11	7,66 ± 0,14	68,70 ± 12,54	7,19 ± 1,38	28,12 ± 4,60	299,25 ± 37,60
	20	3,6 ± 1,1	15,9 ± 2,1	5,37 ± 0,08	7,99 ± 0,11				14,9 ± 1,9	5,45 ± 0,07	7,91 ± 0,10	87,79 ± 7,87	9,20 ± 0,65		
	21	3,7 ± 1,1	16,0 ± 1,9	5,42 ± 0,15	8,03 ± 0,07				13,1 ± 1,4	5,53 ± 0,10	7,62 ± 0,11	65,02 ± 14,65	6,85 ± 1,65		
	22	3,7 ± 1,4	16,7 ± 1,6	5,44 ± 0,10	8,02 ± 0,04				14,4 ± 3,6	5,74 ± 0,17	7,67 ± 0,39	75,16 ± 26,68	7,58 ± 2,06		
	23	3,8 ± 1,6	16,8 ± 1,2	5,40 ± 0,11	8,08 ± 0,05	4,45 ± 1,47	21,45 ± 0,73	351,72 ± 12,16	11,1 ± 0,3	5,74 ± 0,07	7,52 ± 0,12	53,16 ± 11,13	5,85 ± 1,26	28,32 ± 10,41	332,93 ± 60,34
	24	4,2 ± 1,6	16,1 ± 1,7	5,36 ± 0,08	8,03 ± 0,07	3,73 ± 1,99	21,35 ± 3,24	341,96 ± 43,53	14,1 ± 1,8	5,46 ± 0,12	7,77 ± 0,16	85,39 ± 7,92	8,80 ± 1,02	26,57 ± 5,94	332,62 ± 35,29

Bilaga 2. Arter som förekom vid de undersökta stationerna 2016 och 2003 (data från VILLNÄS 2004).
Attachment 2. Species present at the studied stations 2016 and 2003 (data from VILLNÄS 2004)

Stationer	Station 2		Station 3		Station 5b		Station 6		Station 7		Station 8		Station 10		Station 12	
	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003
MOLLUSCA																
<i>Macoma balthica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Mya arenaria</i>			x	x												x
<i>Mytilus edulis</i>			x													
GASTROPODA																
<i>Hydrobia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Potamopyrgus antipodum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
CRUSTACEA																
<i>Copepoda</i>	x				x		x	x		x	x	x	x	x		
<i>Monoporeia affinis</i>		x													x	x
<i>Ostracoda</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Saduria entomon</i>																x
OLIGOCHAETA	x		x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
POLYCHAETA						x				x						
<i>Marenzelleria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	
<i>Nereis diversicolor</i>				x			x	x	x		x		x			
<i>Pygospio elegans</i>				x												
PRIAPULIDA																
<i>Halicryptus spinulosus</i>															x	
INSECTA																
<i>Chironomidae</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Chironomidae</i> plum.		x		x	x	x		x	x	x		x	x	x		
<i>Culicidae</i>								x		x						
<i>Ephemeridae</i>								x								
NEMERTINEA																
<i>Cyanophthalma obscura</i>	x			x			x						x		x	
ACANTHOCEPHALA	x						x									
Tot. antal arter/grupper	9	8	9	11	9	9	10	11	9	11	9	6	11	8	8	9

Bilaga 2. Forts.
Attachment 2. Continued.

	Station 13		Station 14a		Station 14b		Station 15		Station 18	
Stationer	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003	2016	2003
MOLLUSCA										
<i>Cerastoderma glaucum</i>					x	x	x	x	x	x
<i>Macoma balthica</i>			x		x	x	x	x	x	x
<i>Mya arenaria</i>							x		x	
<i>Mytilus edulis</i>							x		x	x
GASTROPODA										
<i>Hydrobia</i> sp.	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Lymnaea</i> sp.									x	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x		x		x	x	x	x	x	x
<i>Theodoxus fluviatilis</i>								x	x	
CRUSTACEA										
<i>Corophium volutator</i>									x	
<i>Copepoda</i>			x	x	x	x	x	x		x
<i>Gammarus</i> sp.								x		x
<i>Halacaridae</i>							x		x	
<i>Idotea</i> sp.									x	
<i>Jaera</i> sp.									x	
<i>Monoporeia affinis</i>					x			x		
<i>Ostracoda</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x
OLIGOCHAETA					x	x	x		x	x
POLYCHAETA								x		
<i>Marenzelleria</i> sp.				x	x	x	x		x	x
<i>Nereis diversicolor</i>					x	x	x		x	
<i>Pygospio elegans</i>						x				x
BRYOZOA										
<i>Electra crustulenta</i>										x
INSECTA				x				x		
<i>Chironomidae</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chironomidae plum.</i>	x		x	x				x		x
<i>Culicidae</i>		x		x						
<i>Odonata</i> larvae	x				x		x			
<i>Trichoptera</i> larvae		x					x			x
NEMERTINEA										
<i>Cyanophthalma obscura</i>	x					x	x	x	x	
Tot. antal arter/grupper	6	4	7	7	12	12	16	14	18	15

De senaste Forskningsrapporterna från Husö biologiska station:

No 128 2011 BYSTEDT, S. Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Survey of aquatic vegetation and classification of the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive*).

No 129 2011 GREN, M. Makrofytinventering och klassificering av sjöarna Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet och Dalkarby träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Survey of macrophytes and classification of the lakes Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet and Dalkarby träsk according to the EU Water Framework Directive*).

No 130 2011 KAUPPI, L. Kartering av undervattenvegetation i kustområden i NV och SÖ Åland. (*Mapping of underwater vegetation in coastal areas of NW and SE Åland*).

No 131 2011 Litteraturöversikt av blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön. (*A review of the biology and ecology of the blue mussel (Mytilus edulis L.) in the Baltic Sea*).

No 132 2012 ABRAHAMSSON, D. Gösens (Sander lucioperca (L.)) förekomst i Ivarskärsfjärden (*The occurrence of pikeperch (Sander lucioperca (L.)) in Ivarskärsfjärden*).

No 133 2013 GRIPENBERG, F. En fältkartering av potentiella yngelområden för gös (Sander lucioperca L.) - mätningar av grumlighet och andra miljöparametrar. (*A field survey of potential spawning sites for pikeperch (Sander lucioperca L.) - measurements of turbidity and other environmental parameters*).

No 134 2013 HOLGERSSON, E. Kartering av makrofyter, framtagandet av en klassificeringsmetod för att kunna beräkna ekologisk status för Ålands skärgård och skapandet av miljöövervakningsprogram. (*Survey of macrophytes, the creation of classification methods for calculation of ecological status in archipelago of Åland and creation of an environmental monitoring program*).

No 135 2013 KIVILUOTO, S. Kartering och klassificering av undervattensmiljöer samt tillämpning av informationen på den regionala planeringen. NANNUT-projektet på Åland 2010-2012. (*Surveying and evaluating underwater nature values and applying the knowledge in spatial planning processes. Project NANNUT in Åland 2010-2012*).

No 136 2013, EVELEENS MAARSE, F., K., J. Kartering av undervattenvegetation och lekplatser för fisk i Mönsfladan på Åland. (*Mapping of submerged vegetation and fish breeding grounds in the Mönsfladan, Åland*).

No 137 2013, GREN, M. Provfiske i Långsjön, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet, Dalkarby träsk och Lavsböle träsk 2013. (*Test fishing in lakes Långsjön, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet, Dalkarby träsk and Lavsböle träsk 2013*).

No 138 2014, WIKLUND, H. Undersökning av fiskbestånden i Markusbölefjärden och Vargsundet 2014. (*Investigation of the fish community in the Lake Markusbölefjärden and the Lake Vargsundet 2014*).

No 139 2015, GRIPENBERG, F. Provfiske med ryssja – är det möjligt att fiska på rena karpfisksbestånd (Cyprinidae) på Åland? (*Sampling with fish traps – is it possible to fish on pure stocks of cyprinids on Åland?*).

No 140 2015, CEDERBERG, T., BJÖRKHOLM, C. & B. WEIGEL. Bottenfaunan i Ålands skärgård 2013. (*The benthic fauna of the Åland archipelago 2013*).

No 141 2015, SAARINEN, A. Beräkning av ekologisk status för Ålands ytvattenförekomster utgående från kartering av makrofyter: ett förslag till övervakningsprogram och harmonisering av metoder mellan Åland och Finland. (*Assessment of ecological status for the surface waters of Åland based on macrophyte surveys: a proposal for an environmental monitoring program and for harmonization of methods between Åland and Finland*).

No 142 2015, EVELEENS MAARSE, F., K., J. Klassificering av vattenvegetationen i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Classification of the aquatic vegetation in the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive*).

No 143 2015, GRIPENBERG, F. Förekomst av kräfta i fyra sjöar i Geta, norra Åland 2015 (*The occurrence of crayfish in four lakes in Geta, northern Åland 2015*).

No 144 2015, AARNIO, K. Klassificering av Ålands kustvatten 2006-2012 med hjälp av bottenfauna, samt förslag till revidering av övervakningsprogrammet för bottenfauna. (*Classification of the coastal waters of the Åland Islands 2006-2012 using zoobenthos, and a suggestion of revision of the zoobenthos monitoring programme*).

No 145 2017, SAARINEN, A. Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling: uppföljning av återhämtningsstatus vid Andersö och Järsö samt vid en ny lokal, Bergö. (*Recovery of the aquatic environment after the cessation of fish farming: a follow up study of the recovery status at Andersö and Järsö and at a new site, Bergö*)

(detta nummer, present no)

ISSN: 0787-5460
ISBN: 978-952-12-3492-7

Åbo 2017